



UNIVERSIDAD MICHOCANA DE SAN NICOLAS DE HIDALGO

FACULTAD DE QUIMICO-FARMACOBIOLOGÍA.

VALORACIÓN TOXICOLOGICA DEL CLORURO FERRICO Y SULFATO DE COBRE DURANTE EL TRATAMIENTO EN AGUAS.

TESIS PARA OBTENER EL TITULO DE LICENCIADA EN QUÍMICO
FARMACOBIOLOGÍA.

PRESENTA.

ANA CECILIA PLANCARTE NARANJO.

ASESORA

D.C MARIA CARMEN BARTOLOME CAMACHO.

MORELIA MICH, DICIEMBRE 2012



Este trabajo de Tesis fue elaborado en el Laboratorio de Toxicología Ambiental de la Facultad de Químico Farmacobiología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

Bajo la Asesoría de la D.C María Carmen Bartolomé Camacho.

Como Sinodales:

M.C Rosa María Trujillo Aguirre

D.C Héctor Eduardo Martínez Flores

Q.F.B Nallely Guzmán Díaz

D.C. Consuelo de Jesús Cortés Penagos

M.C. Blanca Nateras Marín

DEDICATORIA

*CON TODO MI AMOR Y CARIÑO A MIS PAPAS Y A MIS
HERMANAS LUPITA, KATIA POR SIEMPRE ESTAR CONMIGO.*

*La ciencia es respecto del alma lo que es la luz respecto de los ojos, y si las raíces son
amargas, los frutos son muy dulces.*

Aristoteles (384 A.C - 322 A.C)

AGRADECIMIENTOS.

A Dios por

A mi papá de quien recibí un gran apoyo, gracias por creer en mí y por tu constante motivación., y una gran historia detrás, tu la sabes, pero siempre me dijiste ánimo. y

A mi mamá nunca me abandonaste, te agradezco el haberme escuchado y compartir cada éxito, y siempre escucharme en las situaciones más difíciles , fuiste mi amiga incondicional en cada momento.

A mis hermanas Lupita por convertir mis días en alegría pura, por enseñarme que cada momento hay que recibirlo con una sonrisa, eres mi angelito. A Katia por ser mi ejemplo de superación gracias por tu constante preocupación hacia mi trabajo, por creer en mí, apoyarme y por aportarme tu mejor consejo las quiero.

A Carlotta mi sobrina, troppo bella la mia bambolona, este trabajo es un ejemplo de que cualquier meta propuesta puede ser lograda y superada.

A Tony Valenza mio cugnatto la tua vita e la mia sono così, una lucha constante, pero aprendí de ti que no podemos dejarnos caer en el momento más difícil grazie mille (ancora non trovo niente..).

A mis abuelitas por darme enseñanzas de la vida y por todos sus consejos.

Un agradecimiento especial a mi tío Beto una persona que siempre ha estado al pendiente de mi trabajo, gracias por tus pláticas tan llenas de sabiduría y por ser de las personas que creen en mí, por tu ánimo. te quiero mucho tío.

A la Doctora Carmen Bartolomé por su apoyo para la realización de este trabajo, por la confianza y la dedicación para la elaboración de este trabajo

A la M.C Rossy, muchas gracias por sus pláticas llenas de consejos y motivadoras, por compartirme sus conocimientos y brindarme su confianza y amistad.

Agradezco al Doctor Héctor y a la Q.F.B Nallely por todas sus aportaciones y valiosas observaciones hacia mi trabajo.

A mis amigas y amigos que siempre estuvieron al pendiente de mi trabajo, y compartieron cada momento de este trabajo, gracias por sus motivaciones y buenos consejos.

SIEMPRE RECORDARE QUE DETRÁS DE CADA TESIS HAY UNA GRAN HISTORIA. Y ESTA FUE LA MIA.

INDICE.

DEDICATORIA.....	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
ÍNDICE.....	V
RESUMEN.....	XII
I.INTRODUCCIÓN.....	1
II. ANTECEDENTES	
II.I. Calidad del agua.....	6
II.II. Contaminación del agua.....	10
II.III. Contaminantes del agua y sus fuentes.....	11
II.IV. Comportamiento de los metales en el agua.....	13
II.V. Contaminación del medio acuático por Cloruro Férrico.....	15
II.VI. Contaminación del medio acuático por Sulfato de Cobre.....	16
II.VII. Mecanismo de toxicidad de los metales en los ecosistemas acuáticos.....	18
II.VII.I Mecanismo de toxicidad del Cloruro Férrico.....	20
II.VII.II. Mecanismo de toxicidad del Sulfato de Cobre.....	21
II.VIII. Bioensayos.....	23
II.IX. Bioindicadores.....	24
II.IX.I Importancia de <i>Artemia</i>	26
II.X. Tratamiento del agua para su potabilización.....	32
II.X.I. Coagulación.....	34
II.X.II. Importancia del cloruro férrico en el tratamiento de aguas.....	35

II.X.II.I. Mecanismo de acción como coagulante.....	36
II.X.II.II. Tratamiento de aguas con Sulfato de Cobre.....	41
II.X.II.III. Importancia del sulfato de cobre en el tratamiento de aguas.....	41
II.X.III. Mecanismo de acción del sulfato de cobre en el tratamiento.....	42
II.XI. Mezcla de biocidas.....	44
III.JUSTIFICACIÓN.....	47
IV.HIPOTESIS.....	49
V.OBJETIVOS	
V.I Objetivos Generales.....	50
V.II Objetivos Particulares.....	50
VI. MATERIAL Y METODOLOGÍA	
VI.I. Agua marina sintética.....	51
VI.II. Obtención de los nauplios de <i>Artemia franciscana</i>	51
VI.III. Determinación de la toxicidad aguda del cloruro férrico y sulfato de cobre en nauplios 1.....	51
VI.IV. Determinación de la LC ₅₀ en mezclas de biocidas.....	52
VI.V. Determinación del tipo de interacción.....	53
VI.VI. Análisis estadístico.....	54
VII. RESULTADOS	
VII.I. Toxicidad aguda del Cloruro Férrico y Sulfato de Cobre.....	56
VII.II. Representación gráfica de la toxicidad de mezclas binarias cloruro férrico y sulfato de cobre.....	58
VII.III. Comparación del efecto causado por cloruro férrico y sulfato de cobre.....	62

VIII. DISCUSIÓN.....	65
VIII.I. Toxicidad para las mezclas químicas.....	67
IX.CONCLUSIONES.....	69
X. RECOMENDACIONES.....	70
XI. BIBLIOGRAFÍA.....	71

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Morfología de <i>Artemia franciscana</i>	28
Figura 2. Ciclo vital de la <i>Artemia</i>	31
Figura 3. Dosificador vibratorio.....	38
Figura 4 a) y b) Floculador– clarificador que proporciona una mezcla rápida floculación y sedimentación en un solo tanque.....	39
Figura 5. Demostración del tratamiento del agua potable.....	40
Figura 6. Dosificador del sulfato de cobre.....	44
Figura 7.1. Logaritmo CL_{50} de 0.0030 μ g/L del cloruro férrico en nauplios de <i>Artemia franciscana</i> expuesta a concentraciones individuales.....	57
Figura 7.2. Logaritmo CL_{50} de 0.0048 μ g/L del cloruro férrico en nauplios de <i>Artemia franciscana</i> expuesta a concentraciones individuales.....	57
Figura 7.3. Toxicidad aguda (CL_{50}) de cloruro férrico 0.0035 μ g/L (L.C. 0.0033-0.0035). Sulfato de cobre (CL_{50}) 0.0027 μ g/L (L.C. 0.0026-0.0027) en la mezcla proporción 1:1.....	59
Figura 7.4. Toxicidad aguda (CL_{50}) de cloruro férrico 0.0013 μ g/L. (L.C. 0.0012-0.0014). Sulfato de cobre (CL_{50}) 0.0030 μ g/L (L.C. 0.0029-0.0032) en la mezcla proporción 1:2.....	60
Figura 7.5. Toxicidad aguda (CL_{50}) de cloruro férrico 0.0016 μ g/L (L.C. 0.0015-0.0018) .Sulfato de cobre (CL_{50}) 0.0025 μ g/L (L.C. 0.0024-0.0027) en la mezcla proporción 2:1.....	61
Figura 7.6. Comparación del efecto de los compuestos cloruro férrico y sulfato de cobre en la proporción 1:1.....	61

Figura 7.7. Comparación del efecto de los compuestos cloruro férrico y sulfato de cobre en la proporción 1:2.....63

Figura 7.8. Comparación del efecto de los compuestos cloruro férrico y sulfato de cobre en la proporción 2:164

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Propiedades del agua.....	6
Tabla 2. Criterios que debe presentar el agua potable.....	8
Tabla 3. Diferencias entre aguas subterráneas y aguas superficiales.....	32
Tabla 4. LC50 y límites de confianza de los compuestos cloruro férrico y sulfato de cobre de manera individual.....	56
Tabla 5. Clasificación de la toxicidad aguda establecida por la EPA.....	65

LISTA DE ABREVIATURAS

ADN: Ácido Desoxirribonucleico.

ARN: Ácido Ribonucleico.

ATSDR: Agency for Toxic Substance and Disease Registry.

CEPIS: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencia Ambientales.

CIV: Convención Internacional sobre Vertimiento

CNA: Comisión Nacional del Agua.

CONAGUA: Comisión Nacional del Agua.

DAES: Departamento de Asuntos Económicos y Sociales.

EPA: Environmental Protection Agency.

OMS: Organización Mundial de la Salud.

OPS: Organización Panamericana de la Salud

OXY: Occidental Chemical Chile.

PNP: Proyecto Nitrato del Perú.

WHO: World Health Organization.

RESUMEN

El agua es fundamental para la vida y ocupa gran parte del territorio, la calidad de este medio es afectada por la actividad industrial, minera y agrícola que generan una gran cantidad de desechos, entre ellas las sustancias químicas que son vertidas en ecosistemas acuáticos, llevando a su deterioro. Es necesario realizar una valoración de la peligrosidad de las sustancias químicas vertidas en los cuerpos de agua, con el fin de ofertar aquellas que en los diferentes usos y tratamientos causen un menor riesgo tóxico e impacto ecológico negativo.

El cloruro férrico es empleado en el tratamiento de agua tanto potable como residuales; otros usos es en la industria como agente decolorante y oxidante, mientras que el sulfato de cobre es utilizado en la industria para el tratamiento de aguas como alguicida, es empleado con diversos fines algunos de ellos son fungicida, molusquicida, pesticidas, mordientes textiles, industria del cuero, pero un uso común que reciben ambos compuestos es en el tratamiento de aguas, aunque con funciones diferentes: el primero actúa como coagulante y el segundo como un alguicida. Ambos participan en el control de la calidad del agua y como paso final al tratamiento se tiene un vertido de estos dos compuestos que pueden conducir a riesgos en los ecosistemas y organismos que allí habitan. La experiencia demuestra que es menos costoso, económica y ambientalmente, prevenir la contaminación de un ecosistema que su posterior recuperación y diferentes autores hacen enfoque a los efectos negativos que los compuestos químicos de múltiples actividades y tratamientos llegan a provocar, estas son las razones por las que se llevó a cabo el presente estudio donde se valoró la toxicidad tanto del cloruro férrico como del sulfato de cobre de manera individual y las respectivas combinaciones en las proporciones 1:1, 1:2 y 2:1, para las cuales se determinó el tipo de interacción que presenta la mezcla en los tratamientos de aguas.

Los resultados en las dos sustancias escogidas para nuestro estudio de, establecieron para el cloruro férrico de manera individual una LC_{50} de 0.0030

µg/L, para sulfato de cobre ésta fue de LC_{50} 0.0048 µg/L, pudiendo afirmar que se trataría de sustancias toxicológicamente peligrosas según lo define la clasificación de la EPA, siendo la respuesta resultante de la mezcla una interacción sinérgica, lo cual además establece que existe un mayor riesgo tóxico e impacto para el ambiente.

I. INTRODUCCIÓN

El agua es elemental en la vida puesto que el 70% de la superficie terrestre está ocupada por la hidrosfera. Este recurso es empleado por el hombre para el vertido de sustancias y residuos generados por su actividad, debido a esto la calidad que presenta es un reflejo de todo el medio natural. Aunque se trata de una fuente renovable, se encuentra en peligro a consecuencia de la contaminación. Un factor determinante en el efecto de un contaminante es el periodo de exposición y en particular la presentada por metales provoca una elevada toxicidad la cual va a ser dependiente no solo de la propia naturaleza del metal y su alta persistencia sino también de la acumulación que presenta en organismos y su disponibilidad. La disponibilidad biológica a su vez se ve influida por las propiedades químicas como valencia, solubilidad, estado de oxidación, mostrando mayor toxicidad cuando es expuesto a pH bajos (Nebel *et al.*, 1999; Gerhardt, 1992).

El hierro es otro de los elementos que constituye la corteza terrestre su existencia es de un 5%, por este motivo se le encuentra naturalmente en el agua en concentraciones que van de 0.5 a 50 mg/L (CONAGUA, 2007; OMS, 2003). Las aguas superficiales presentan niveles de hierro en función del tipo de lecho rocoso y de la existencia o no de fuentes de contaminantes. Tanto el cobre como el hierro desempeñan funciones importantes en el tratamiento de purificación. Por ejemplo el hierro se encuentra en alimentos y en el agua potable por el uso de coagulantes durante el procesamiento del agua (Minotti *et al.*, 2005). La bioacumulación de sustancias químicas es un factor de riesgo para los seres vivos, debido a la biomagnificación biológica, cuyo fenómeno se define como el aumento progresivo de las concentraciones de las sustancias en los organismos a través de la cadena trófica (Osborn, 2001). La evaluación del peligro que pueden ocasionar los vertidos de estos elementos precisan de ensayos biológicos, en ellos se utilizan especies de niveles tróficos diferentes de la cadena alimenticia. La importancia de los bioensayos en el control de la contaminación radica en su

capacidad para valorar los efectos sobre los organismos vivos permitiendo establecer la dosis-respuesta para determinados compuestos (Sánchez *et al.*, 2000).

El cobre es ampliamente distribuido en la naturaleza, siendo uno de los elementos traza más abundantes, la corteza terrestre lo contiene en un 7% (Dafforn *et al.*, 2011), también es encontrado en las superficies de aguas en concentraciones de 0.0005-1mg/L, variando el valor del mencionado elemento dependiendo de la localización geográfica de este recurso (ATSDR, 2002). Se trata de un elemento con una gran amplitud de usos, y a causa de esto puede entrar al ambiente por múltiples acciones encontrándose en organismos por la infiltración de concentraciones en alimentos, bebidas y especialmente en el agua potable (ATSDR, 2004). Su toxicidad se ha hecho evidente desde hace mucho tiempo en los sistemas acuáticos, experimentalmente se ha comprobado que son considerables las especies sensibles a las concentraciones disueltas tan bajas como 1 a 10 µg/L (Bryan y Langston, 1992). Los derivados del cobre son de amplio uso siendo el sulfato de cobre, uno a los que el medio se encuentra más expuesto, por sus usos múltiples aplicaciones (Alarcón, 2003).

Dentro de los organismos utilizados como biosensores se encuentra los microcrustáceos en particular la *Artemia franciscana* debido a que presenta una alta calidad, pues cumple con las características fundamentales para este tipo de pruebas; eficacia, económico y fácil manipulación (Persoone *et al.*, 1980; Bartolomé y Sanchez-Fortún, 2007).

Los compuestos químicos cloruro férrico y sulfato de cobre, son utilizados en diversas actividades, sin embargo debemos hacer énfasis en su uso común durante el tratamiento de aguas. Diferentes autores hacen mención a los efectos que pueden llegar a ocasionar de manera individual, sobre una variedad de especies, siendo estos; afecciones branquiales, intestinales, afectaciones a los tejidos, pero cuando se trata de el vertido de estos compuesto no existe la información necesaria para poder evaluar los efectos que pueden llegar a provocar si es que hay la probabilidad que coexista alguno. El presente trabajo se lleva a

cabo precisamente para la valoración de los posibles efectos, que ambos compuestos en mezcla pueden ocasionar a nivel sinergia o antagonismo.

II. ANTECEDENTES

El agua en la naturaleza es un ente dinámico cambia constantemente de lugar, de estado y de composición, siendo factor abiótico más importante de la tierra y uno de los principales constituyentes del medio en que vivimos y de la materia viva. También suele ser un excelente disolvente sus propiedades moleculares le permiten disolver y transportar una gran variedad de materiales. Por otra parte el agua también aloja en su seno una gran variedad de ecosistemas. Es por este motivo que viene siendo un medio fundamental para muchos de los nutrientes y productos eliminados en los procesos vitales. (Hernández, 2010).

En este medio debemos tener en cuenta una serie de factores:

- ✚ Físicas: Se refiere a la apariencia del agua, color, turbiedad, temperatura y en particular, su sabor y olor, esta es una de las características que se tienen que tomar muy en cuenta para aguas de uso domestico.
- ✚ Químicas: Cuando el agua es llevada a tratamiento se deben de controlar ciertos componentes orgánicos e inorgánicos que son; cloruros, fluoruros, sodio, sulfatos, nitritos, y sustancias orgánicas. Estas sustancias se deben tener bajo vigilancia ya que llegan a dañar la salud.
- ✚ Microbiológicos: El agua debe encontrarse libre de microorganismos patógenos; virus, bacterias, protozoarios y helmintos (gusanos).
- ✚ Radiológicos: Se deben considerar estos factores en zonas donde el agua pudiera tener contacto con sustancias radioactivas. (Davis y Masten, 2005).

Se estima que la cantidad total del agua en nuestro planeta es de unos 1190 mil billones de m^3 , de los cuales el 97% la encontraremos en los mares (1154 mil millones de m^3). De esta última cantidad 28 mil billones de m^3 están almacenados en forma de hielo en los casquetes polares y en los glaciares, unos 7,1 mil billones se encuentran en aguas subterráneas y el resto (0.80 mil billones de m^3) son

aguas superficiales. (Doménech y Peral, 2006). El agua tiene suma importancia en la vida del ser humano, ya que con ésta la mayoría de las actividades pueden ser desarrolladas, tales son las actividades del hogar, o aquellas actividades que son realizadas en fines comerciales o industriales, se debe mencionar que la utilización que se le da a este elemento es dependiendo del desarrollo económico y de la región, ya que gran parte de la población mundial carece de este recurso de suma importancia para el desarrollo de las múltiples actividades. Parte de la población se ve limitada al acceso de este recurso hídrico, por la diferencia de poder, por políticas, por pobreza, entre otros.

El agua presenta cierto tipo de propiedades únicas y esenciales para la vida, las cuales se encuentran relacionadas con la capacidad que tiene para la formación de enlaces hidrógeno, el agua es un solvente para muchos materiales, presenta una constante dieléctrica elevada comparada con algunos otros líquidos propiedad que le permite ser un solvente, así es como podemos decir que muchos iones pueden ser disociados en ella, otra de las propiedades es su alto calor específico, esta es una propiedad que va a prevenir los amplios y repentinos cambios de temperatura en grandes cuerpos de agua, de esta manera los organismos acuáticos son protegidos de las variaciones de temperatura. La densidad del agua alcanza un máximo 4°C, a medida que la temperatura aumenta se expande lentamente, esto demuestra un aumento del movimiento térmico, por lo tanto la baja densidad del hielo en relación al agua tiene un gran impacto ecológico sobre ríos y lagos, ya que este flota sobre el agua y se protege la vida acuática, que transcurre debajo (Raymond y Kenneth, 2008; Hernández *et al.*, 2010).

El oxígeno en el agua tiene una gran importancia, porque sabemos que sin un nivel de oxígeno disuelto en el agua la existencia de muchas especies de organismos acuáticos no podría ser posible, parte del oxígeno disuelto en esta viene siendo consumido por parte de la degradación orgánica, la muerte de las especies acuáticas no es por la toxicidad directa de los contaminantes, es porque al ser biodegradados estos es necesario una gran cantidad de oxígeno, el oxígeno

es un producto de la fotosíntesis de las algas, pero en realidad no es un proceso para el medio de oxigenación del agua, ya que parte del oxígeno es formado durante la fotosíntesis. La solubilidad del oxígeno en el agua depende de la temperatura de esta, de la presión parcial del oxígeno en la atmosfera y del contenido salino del agua (Manahan *et al*, 2000; CIDECALLI, 2006). En la tabla 1 se mencionan las propiedades más importantes del agua que se han comentando.

Tabla 1. Propiedades del agua.

Propiedad	Efectos
Excelente solvente	Transporte de nutrientes y de sustancias de procesos biológicos y medios acuosos.
Constante dieléctrica	Alta solubilidad de las sustancias iónicas y otras ionizaciones en solución.
Tensión superficial	Control de los factores fisiológicos determina la forma de las gotas y regula fenómenos superficiales.
Calor de evaporación más alto que cualquier otro material	Posibilidad de transferencia del calor y de moléculas acuosas tras un cuerpo de agua y la atmosfera.
Máxima densidad a 4°C	Flotamiento del hielo.
Elevado punto de fusión más alto que cualquier otro liquido	Temperatura estabilizada en el punto de congelación del agua.
Capacidad térmica más alto respecto a cualquier otro líquido.	Estabilización de la temperatura de los organismos o de algunas regiones de la Tierra.

(Datos tomados de Manahan, 2000)

II.I Calidad del Agua

La disponibilidad del agua no depende solo de la cantidad sino también de su calidad. Aún existiendo este recurso si se encuentra contaminada por sustancias, metales pesados o se encuentra en condiciones que no concuerden con el uso

que se le desea dar su empleo se limita. (Wiley *et al.*, 2005; Jiménez, 2002). Una capacidad que presenta el agua es alojar en su seno a una gran cantidad de ecosistemas, y cuando también en esta se alojan cantidades de materiales, la vida de estos ecosistemas se ve afectada, por ello una de las definiciones de la calidad del agua sería la capacidad para sustentar especies biológicas y sus procesos bioquímicos asociados. Relacionando ambas facetas podemos decir que materiales que lleguen a los recursos hídricos se disuelven afectando posteriormente la vida y todo proceso biológico que en esta se produce. Los contaminantes de origen biológico que afectan la calidad del agua, son los diferentes tipos de organismos indeseables por producir olor y sabor desagradable, los que contribuyen al rechazo de este recurso, los recursos hídricos empleados como suministro para consumo son afectados por la presencia de organismos invertebrados que llegan a infectar los pozos abiertos y poco profundos. Con la finalidad de controlarlos estos han sido clasificados de la siguiente manera: a) Néctónicos: organismos los cuales nadan libremente en masas o superficies de agua; crustáceos *Gammarus pulex* y *Chydorus ophaericus*. b) Bentónicos: Se desplazan por las superficies o permanecen anclados a ella, *Asellus aquaticus*, caracoles, mejillones cebra, *Dreissena polymorpha*, otros moluscos bivalvos y el briozoo. Las larvas de mosquitos son liberados en climas templados por los filtros de arena. Estos organismos sobreviven alimentándose de bacterias, algas y protozoos presentes en el agua o en cienos de superficies de tuberías y depósitos (CIDECALLI, 2006; Barrenednea, 2010).

El agua potable precisa verse libre de ciertos aspectos como especies biológicas, químicas, físicas, que son las que vienen afectando este recurso para el uso del consumidor, es necesario cuidar la apariencia estética; turbiedad, olor, color y sabor. Su composición química; acidez, alcalinidad, aceites y grasa, compuestos orgánicos e inorgánicos, y en lo que se refiere a los aspectos fisicoquímicos y microbiológicos para la calidad debe respetarse los valores establecidos para cada parámetro asegurando la aceptabilidad estética del agua y no presentar riesgo para la salud del consumidor (OMS, 2003; EPA, 2000; ONU-DAES, 2011).

Para obtener una calidad del agua tanto en aspecto microbiológico, como físico y químico es necesario que cumpla con una serie de disposiciones.

Tabla 2. Criterios que debe presentar el agua potable.

Parámetros	Unidades µg /L	Regulaciones internas primarias EPA(2000)	Guías de calidad para el agua de bebida de Canadá	Guidelines for Drinking Water Quality OMS
		Nivel máximo permitido del contaminante	Concentración maxima aceptable	Valor guía
Físicos				
Color	TCU	--	15	15
Sabor y olor		Aceptable	--	Aceptable
Turbiedad	UNT	5 ^a	5	5 ^b
Inorgánicos				
Aluminio	mg / L	--	--	0,2
Amonio	mg / L	--	--	1,5
Antimonio	mg / L	0.006	--	0.005 ^(P)
Arsénico	mg / L	0.05	0.05	0.01 ^c
Bario	mg / L	2.0	1.0	0.7
Boro	mg / L	--	5.0	0.3
Cadmio	mg / L	0.005	0.005	0.003
Cianuro	mg / L	0.2	0.2	0.07
Cinc	mg / L	--	5.0	3
Cloro	mg / L	--	--	5 ^d
Cloruro	mg / L	--	250	250

Cobre	mg / L	1.3 ^{na}	1.0	2 ^d
Cromo(total)	mg / L	0.1	0.005	0.05 ^(P)
Fluoruro	mg / L	4	1.5	1.5
Hierro	mg / L	--	0.3	0.3
Manganeso	mg / L	--	0.05	0.5 ^(P)
Mercurio	mg / L	0.002	0.001	0.001
Nitrato	mg / L	10	10 ^f	50 ^j
Nitrito	mg / L	1	1.0	3
Ph	--	--	6.5 – 8.5	--
Plata	mg / L	--	0.05	(l)
Plomo	mg / L	0.015 ^{na}	0.05	0.01
Selenio	mg / L	0.05	0.01	0.01
Sulfato	mg / L	--	500	250
Sulfuros(H₂S)	mg / L	--	0.05	0.05
Sólidos disueltos	mg / L	--	500	1.000
Microorganismos				
<i>Giardia lamblia</i>	--	Cero		--
<i>Legionella</i>	--	Cero		Cero
Virus entéricos	--	Cero		Cero
Coliformes totales (incluye coliformes fecales y <i>E. coli</i>)				Ausencia de coliformes totales, la presencia indica que no ha existido un buen

tratamiento.

Fuente: (EPA, 2000; OMS, 2003; GUIA CANADA; 2011).

MNMC: Meta del Nivel Máximo del Contaminante.

II.II Contaminación del Agua

La contaminación siempre ha existido, solo que en la actualidad se le da mayor importancia. Los incidentes por contaminación en el mundo han ido aumentando en gravedad, y con el paso del tiempo se están presentando más pruebas de los daños en el medio ambiente. El origen de estos problemas tuvo lugar a finales de la segunda guerra mundial cuando se vino una gran demanda de la extracción y producción de sustancias químicas tanto naturales como sintéticas, donde debido a la gran acumulación de éstas, los ecosistemas no alcanzaban a tener los mecanismos necesarios para sintetizarlas o degradarlas y es entonces cuando se ven gravemente afectados por producción y gran acumulación de toda sustancia química (Manahan *et al.*, 2000; Ramírez y Mendoza, 2008).

La contaminación resulta un fenómeno claro para muchos, mientras que para otros, resulta incierto, la definición que se le ha asignado; la describe como cambio de origen natural, o antropogénico, este último ocasionado por la introducción de toda sustancia o forma de energía, que solo causa una respuesta negativa en los ecosistemas, lo cual conlleva a una acumulación, dando lugar a una alteración drástica en la composición normal del medio ambiente, afectando negativamente su funcionamiento, y a los organismos presentes, sobre todo debido a las actividades humanas particularmente las productivas (Becerril, 2009). La definición que fue dada en el Convenio Internacional de Londres engloba frecuentemente el lugar y el momento, tipo de contaminante, la cantidad en la que se encuentre, y hasta cierto punto la situación específica, es lo que en definitiva puede determinar que exista una contaminación (CIV, 1972). En base a lo anterior debemos tener

claramente el conocimiento sobre el origen de la contaminación, y es por la Primera Ley de la Termodinámica; “la materia y la energía no se crea, ni se destruye”, motivo por el que existe un equilibrio en el sistema; es decir en la Tierra, en un organismo, en una ciudad, cualquier forma o cantidad que entre en ella debe de salir, por el contrario si esto no llegara a ocurrir, la materia o la energía que se encuentran en exceso se acumulará en el ecosistema y esto dará origen a la contaminación (López y Albert, 1995). Otra definición dada por Masten, 2000 la describe como la presencia de cualquier sustancia extraña (orgánica, inorgánica, radiológica o biológica) en el agua, que tiende a disminuir su calidad hasta tal punto que constituye un riesgo para la salud, o que perjudica su utilidad.

La clasificación de la contaminación puede establecerse por el efecto que la provoque, por el tipo de contaminante y el origen de este.

II.III Contaminantes del agua y sus fuentes

Las diferentes y extensas gamas de contaminantes que se descargan en las aguas superficiales se agrupan en diferentes categorías:

- ✚ Fuentes puntuales: Son llamadas así a las aguas de origen doméstico e industrial, las de origen doméstico abarcan aguas que contienen desechos de escuelas, edificios de oficina y tiendas, las industriales incluyen domésticas y desechos de la industria y la descarga de estas está permitido en alcantarillados sanitarios. Este tipo de contaminación se puede reducir o eliminar por la reducción de desechos, antes de que sea descargada en cuerpos naturales de agua. También se encuentran los biocidas que son aquellas sustancias que eliminan o controlan la proliferación de microorganismos, y dadas las circunstancias la efectividad de estas sustancias será dependiente de la concentración a la que se utiliza, tiempo de exposición que se requiere para que efectúe su función. Por lo que para que una aplicación específica obtenga éxito depende de los siguientes parámetros: - Coste, - Potencia, - Persistencia, - Velocidad, -

Concentración, otros como el olor, corrosividad, inestabilidad química del formulado, toxicidad medioambiental, biodegradabilidad y sensibilidad de los individuos, estos son factores que determinan la utilidad de los biocidas de manera particular (Bartolomé, 2005).

- ✚ Fuentes no puntuales: Vienen dadas por los escurrimientos urbanos, agrícolas, y vienen siendo caracterizados por múltiples puntos de descarga. En algunos países el agua pluvial y agua de la lluvia son recolectados en alcantarillados de salud.
- ✚ Nutrientes: Entre estos se encuentra el nitrógeno y el fósforo, son considerados contaminantes cuando están en cantidades excesivas, ya que llegan a perturbar la red alimenticia.
- ✚ Microorganismos patógenos: Los microorganismos encontrados en agua pueden ser bacterias, virus y protozoarios que excretaron personas o animales vivos.
- ✚ Sólidos Suspendidos: Partículas orgánicas e inorgánicas que arrastra el agua residual y llegan a aguas receptoras, aquellas partículas no asentadas son las que causan la turbiedad, y cuando existe una carga excesiva de coloides aumenta la turbiedad, dando lugar a una disminución de la penetración de la luz , y con frecuencia aumenta la población bacteriana, depositándose en el fondo de los cuerpos de agua los sólidos, teniendo como consecuencia la destrucción del hábitat de los organismos bénticos.
- ✚ Sales: Las concentraciones de sales van en aumento conforme el agua baja por el río, si las concentraciones aumentan, los cultivos se dañan o se envenenan los ríos.
- ✚ Metales tóxicos y compuestos orgánicos tóxicos: En los cuerpos de agua podemos encontrar una gran variedad de metales, debido a la descarga de aguas industriales, por el escurrimiento urbano y por lo tanto estas sustancias son tóxicas debido a que presentan una gran incompatibilidad

con el ecosistema. Entre las sustancias químicas contaminantes y que presentan mayor potencial tóxico destacan: antimonio, arsénico, cadmio, plomo, mercurio, selenio, entre otros compuestos como los bifenilos, sulfitos, policlorados, dioxinas e insecticidas.

- ✚ Sustancias que trastornan el sistema endocrino: Entre estas sustancias podemos encontrar lo que es, bifenilos policlorados, plaguicidas de uso común, atrazina, sustancias derivadas de la trazina, ftalatos, entre otras sustancias, que pueden afectar al sistema endocrino, como los estrógenos, hormonas tiroideas, andrógenos. En ecosistemas vienen afectando los procesos de desarrollo y reproducción en mamíferos, reptiles y peces. Afectando la síntesis de hormonas también pueden llegar a tejidos donde las hormonas ejercen sus efectos (Davis y Masten, 2005).

II.IV. Comportamiento de los metales en el agua.

El término metal pesado se refiere aquellos metales cuyo peso específico es superior a 6 g/cm^3 poseen un peso atómico comprendido entre 63.55 (Cu) y 200.59 (Hg), y que tienen un número atómico por encima de 20. Hay metales pesados que desarrollan un papel importante en los organismos al ser parte fundamental de las funciones biológicas o fisiológicas (elementos traza). Algunos son oligoelementos impredecibles para el mantenimiento de los sistemas bioquímicos de los seres vivos, y hay metales que son nutrientes esenciales; (Fe, Mn, Zn, Cu y Mo) funcionan como elementos beneficiosos en ciertas circunstancias (Ni, Cr, V, Ti, etc.), y algunos otros metales aún no se les considera que tengan alguna función en los seres vivos (Cd Hg, Tb, etc.) (Manahan, 2000). Así, debido a su efecto en los seres vivos, en la actualidad se consideran un total de 35 metales, 23 de los cuales son considerados pesados: antimonio, arsénico, bismuto, cadmio, cerio, cromo, cobalto, cobre, galio, oro, hierro, plomo, manganeso, mercurio, níquel, platino, plata, telurio, talio, estaño, uranio, vanadio y cinc.

Los metales pesados son compuestos naturales de la corteza terrestre y muchos son productos derivados de las actividades humanas por ello los aportes de los iones metálicos se han ido incrementando y en su camino contaminante han desembocado en diferentes cuerpos de agua como estuarios, ríos, y costas, causando transformaciones ecológicas específicas y afectando la vida humana (Márquez *et al.*, 2000) al no poder ser degradados o destruidos, de alguna u otra manera se incorporan a nuestro cuerpo por distintas vías, ya sea por el alimento, el agua potable, o el aire, siendo su concentración, persistencia y capacidad de bioacumulación lo que muchas veces los lleva a ser tóxicos. Las propiedades que presentan los metales disueltos en el agua dependen de la forma en la cual se presentan en ella, presentando un importante papel en las aguas naturales y en las descargas. Si bien los estudios de los metales en los ecosistemas acuáticos están basados principalmente en la concentración total del metal está comprobado que la biodisponibilidad (término farmacocinético que alude a la fracción y la velocidad a la que la dosis administrada, alcanza su diana lo que implica llegar hasta el tejido sobre el que realiza su actividad) es altamente dependiente de la especiación química (Markich *et al.*, 2001).

En cuanto a la toxicidad de compuestos inorgánicos, en especial los iones metálicos esenciales, juegan doble papel en la fisiología, tanto en el ser humano como en animales, mientras que unos son esenciales para la vida, otros llegan a ser tóxicos en función de las dosis ingeridas, pues a dosis altas de cualquier metal llegan a ser tóxico (Macklin *et al.*, 2006). El transporte de estas sustancias y su persistencia provocan que se puedan arrastrar llegando hacia cualquier ecosistema acuático, la inexistencia de vías naturales para la asimilación de estos compuestos, provocan la acumulación, redistribuyéndose en el medio natural y afectando a la cadena trófica. Dada la gran variabilidad de formas en la que los metales pueden penetrar en suelos (uso de lodos como abonos para el suelo, con acumulación de metales), y llegar al final del ciclo hidrológico para llegar a las aguas potables, tanto la Unión Europea como los Estados Unidos (mediante la Agencia de la Protección Ambiental), limitan la presencia de estos contaminantes a las aguas de consumo humano, de acuerdo con la normativa europea, la

legislación española limita la existencia de metales pesados en estas (Real Decreto 1138/ 1990 B.O.E.,1992).

II.V. Contaminación del medio acuático por Cloruro Férrico.

El hierro es un elemento importante que desempeña un papel esencial en muchos procesos de la vida, el requerimiento de este en organismos vivos depende de la edad, sexo, estado fisiológico y biodisponibilidad del mismo. En cuerpos de agua dulce es un importante nutriente para algas y otros organismos (Spiro y Stigliani, 2004; CONAGUA, 2007; Mladenka *et al.*, 2005). Es un constituyente de citocromo y catalasa, así como componente esencial de la mioglobina que almacena oxígeno en las células de los músculos, también es indispensable para la hemoglobina (R² Incorporated, 2010). El hierro con frecuencia se encuentra en aguas y si son anaerobias puede haber concentraciones de varios miligramos por litro sin que el agua, esté coloreada o turbia. Sin embargo, al entrar en contacto con el oxígeno de la atmósfera el hierro ferroso se oxida a férrico y el agua adquiere un color café desagradable (CONAGUA, 2007).

El consumo de hierro en animales acuáticos ocurre mediante las siguientes dos fuentes el alimento y el agua. Los efectos presentados por el hierro en organismos acuáticos son principalmente indirectos siendo potencialmente tóxicos cuando este elemento es expuesto a concentraciones elevadas (Phippen *et al.*, 2008). Las afecciones dadas por el hidróxido de hierro y precipitados de humus de hierro provocan disturbios en el metabolismo normal y en osmorregulación. (Vuori, 1995). En un estudio realizado en salmón se observó la precipitación de hierro en branquias introduciendo efectos negativos hacia el consumo de oxígeno en peces que conlleva a un deterioro en la regulación de iones obteniendo bajas concentraciones de estos en plasma, los niveles de glucosa en peces también disminuyen llevando al estrés a estos organismos, y además hacen referencia a una afección intestinal debido a una fusión de las laminillas e hipertrofia en células epiteliales (Peuranen *et al.*, 1994). Posteriormente un estudio afirma que: a

elevados niveles de pH aproximadamente por encima de un pH 5 el hierro es menos soluble, un posible mecanismo que aparece como consecuencia de esto es la precipitación de hidróxido férrico directamente en branquias (Phippen *et al.*, 2008). El hierro ha sido detectado en el epitelio de las branquias no dentro de ellas, indicando que la toxicidad aguda de este metal fue mediada por su acción en la superficie. Lukowicz *et al.*, 1976 concluyen que en la trucha arcoíris los efectos tóxicos inducidos por el hierro vienen afectando la superficie intestinal y los huevecillos. La toxicidad del hierro parece ser mayor en condiciones de acidez donde el hierro ferroso predomina, pero el daño a ecosistemas acuáticos depende también de las cualidades del agua (Gerhardt, 1992).

Entre los empleos que se le da al cloruro férrico destacan: las aplicaciones para el tratamiento de aguas residuales, domiciliarias, e industriales, aplicaciones para el tratamiento de agua potable (OXY, 2000). El cloruro férrico es un compuesto que puede ser altamente tóxico en seres humanos (Ramos y Camacho, 2004). En el agua de consumo también puede estar presente debido a la utilización de coagulantes de Fe, da al agua un ligero sabor metálico (CONAGUA, 2007).

II.VI. Contaminación del medio acuático por Sulfato de Cobre

El cobre es un elemento abundante en el medio ambiente, esencial para el crecimiento normal y procesos metabólicos en algas marinas, es requerido en el transporte electrónico de la fotosíntesis (plastocianinas) y por varios sistemas enzimáticos (amino oxidasa, y citocromo c oxidasa) (Raí *et al.*, 1981; Eisler, 2000), la respuesta presentada ante la exposición a metales pesados también depende en gran parte a la habilidad de la especie por regular los niveles alcanzados en sus tejidos (Quilodrán, 2002). La biodisponibilidad y toxicidad del cobre para los organismos acuáticos dependen de la concentración total de cobre y su especiación. La toxicidad para la vida acuática está relacionada principalmente al ión cobre disuelto (Cu^{+2}). El Cu^{+2} es el más fácilmente disponible y tóxico de las especies inorgánicas de cobre en agua dulce, agua de mar y sedimentos (Tao *et*

al., 2000, 2001). Es considerado un contaminante importante en los cuerpos de agua, clasificándose como extremadamente tóxico (Heath, 1991), representando un riesgo potencial para la vida acuática (Mazon *et al.*, 2002).

Al sulfato de cobre se le da una gran diversidad de usos entre los que destacan su aplicación como fungicida, molusquicida, alguicida y herbicida en el riego y los sistemas municipales de tratamiento de agua, presentando un potencial de riesgo para la vida acuática (Mazon *et al.*, 2002). Debe tomarse en cuenta su toxicidad y que varía según las características físicas y químicas como la alcalinidad, la dureza y pH. Otro factor que se ve influenciado en la toxicidad de este elemento es la presencia de otros metales (Rauf y Javed, 2007; Jackson *et al.*, 2000). Incluso en las dosis recomendadas de aplicación, este compuesto llega a ser tóxico para la trucha y otros peces, especialmente en aguas blandas o ácidas, la toxicidad para estos invertebrados aumenta a medida que aumenta la dureza del agua. La aplicación directa de sulfato de cobre para el agua disminuye significativamente las poblaciones de peces, plantas e invertebrados (Pimentel, 1971; Carvalho y Fernández, 2006; Takasusuki *et al.*, 2004). El interés por respuestas de los indicadores hacia la presencia de agentes tóxicos permitió encontrar que en juveniles de Cachama blanca (*Piaractus brachypomus*) existieran cambios hematológicos y acumulación del metal en tejidos como branquias dado por el contacto directo con el medio externo y en hígado indicando el potencial tóxico en esta especie (Lozano *et al.*, 2003).

En general efectos agudos-tóxicos provocan alteraciones de tipo respiratorio e iono-regulatorio y bajo exposiciones crónicas, se observan alteraciones en el sistema neurológico y endocrino, así como cambios celulares, bioquímicos y fisiológicos (Handy *et al.*, 2003). Presentándose más elevada la toxicidad en las branquias cuando el pH del agua es ácido (Brandl *et al.*, 2005). El cobre es encontrado en aguas subterráneas, agua potable, aguas superficiales, y aguas marinas (ATSDR, 2002). En cuanto al agua superficial es contaminada por cobre puede drenar hacia los acuíferos aumentando el nivel de cobre en ellos (Riedel, 2008), por consiguiente en las redes de agua potable domiciliarias (Buchanan *et*

al., 1999). Las principales fuentes de sobre-exposición la constituyen el agua de bebida y los alimentos (Muller y Klomp, 2009). Existe un gran número de casos de intoxicación por cobre debido a bebidas de circulación comercial, o agua supuestamente potable (Buchanan *et al.*, 1999). Recientemente se han replanteado situaciones por la presencia de cobre en el agua potable como un factor de riesgos para poblaciones susceptibles como niños, ancianos o aquellas personas de cualquier edad que sean heterocigotas a la enfermedad de Wilson. Finalmente, el cobre en agua es un problema de candente actualidad desde que su calidad es generalmente ignorada en la gran mayoría de las plantas de control de agua potable en el mundo (Muller y Klomp, 2009).

II.VII. Mecanismo de toxicidad de los metales en los ecosistemas acuáticos

El efecto de los metales pesados sobre los organismos vivos no solo depende de la concentración en la que se encuentren presentes, sino también de otros factores tanto intrínsecos a la naturaleza del propio organismo (familia y especie a la que pertenece, mecanismos de regulación de metales, edad, estrés, etc.) como a las características del hábitat, al tiempo al que hayan estado expuestos al metal (efectos agudos o crónicos) y el grado de accesibilidad de éstos por parte de los organismos vivos (Jurado, 2003).

La mayoría de los metales afectan a sistemas múltiples interfiriendo en los procesos bioquímicos específicos (enzimas) y/o membranas celulares u orgánulos. El efecto tóxico del metal normalmente supone una interacción entre el ion metálico libre y su diana. En general, los mecanismos de acción tóxica de los metales se puede agrupar en:

-  Agregación a centros donde los metales no se unen normalmente.
-  Sustitución de elementos esenciales, particularmente en los sitios activos de las enzimas.
-  Unión que cambia la conformación y reactividad de las enzimas.

- ✚ Reemplazo de unos grupos (fosfato) por otros (arsenato) con dimensiones similares.
- ✚ Precipitación por formación de compuestos insolubles (fosfatos, sulfuros).
- ✚ Alteración de la permeabilidad de las membranas por combinación de los metales con diversos grupos (Fuentes y Catiñeiras, 1998).

La membrana celular y las enzimas son los lugares dianas más importantes para los metales; en la primera se fijan en la superficie externa por ligandos esenciales, afectando tanto los fenómenos de permeabilidad, como el normal funcionamiento de las enzimas implicadas en el transporte activo de numerosos constituyentes (Melo y Cuamatzi, 2007).

La fijación del ión sobre la membrana celular o de los orgánulos celulares, origina trastornos estructurales, que aunque estos son mínimos llegan a repercutir en la función. Son diversos los metales que se introducen en las células modificando su composición; reaccionando con sus constituyentes, o se intercambian con elementos que cumplen misiones fisiológicas, dando como resultado alteraciones en la función e incluso la muerte celular (Melo y Cuamatzi, 2007; Taylor, 1964).

Alteraciones de la función celular

Van a existir modificaciones en la permeabilidad de la membrana, puede modificar de manera directa, por alteraciones del contenido de Na^+ , K^+ o Ca^{2+} , o de manera indirecta que es cuando actúan sobre las enzimas de transporte. Los metales afectan los procesos de osmorregulación al inhibir la acción de la Na-K-ATPasa branquial (Pequeux, 1995).

Muchos elementos establecen una clara competencia con los metales esenciales por los sitios específicos de las enzimas, desplazándolos de las metaloenzimas, coenzimas y sustratos. Esta interferencia se debe generalmente a la unión con los grupos sulfhidrilos (SH). La formación de mercaptanos altera la normalidad funcional de enzimas como deshidrogenasas esenciales en la respiración celular, consecuentemente se afecta el proceso de fosforilación

oxidativa de la membrana mitocondrial y por lo tanto la activación del oxígeno, el trabajo químico, osmótico así como el mecánico (Repetto, 1997).

Interacción con el material genético

En los últimos años se presenta gran importancia por los metales como grupo importante de carcinógenos ocupacionales y ambientales, pero actualmente la significación de las pruebas de interacción con el material genético es fluctuante y los mecanismos de acción aún no son bien establecidos. Entre las posibilidades de mecanismo están unión covalente del metal con el ADN, formación de uniones cruzadas entre ADN y proteínas o ARN

Son tóxicos eminentemente lesionales que afectan gravemente a funciones celulares fundamentales para su supervivencia por mecanismos complejos, no siempre bien conocidos. Entre ellos destacan:

- ✚ Interacción con metales esenciales por similitud electrónica.
- ✚ Formación de complejos metal-proteína con inactivación de su función.
- ✚ Inhibición enzimática de proteínas con grupos SH-.
- ✚ Afectación de orgánulos celulares: mitocondrias, lisosomas, microtúbulos (Ferrer, 2003).

II.VII.I. Mecanismo de toxicidad del cloruro férrico

La absorción del hierro puede efectuarse a lo largo de todo el intestino, siendo su absorción más eficiente en el duodeno y la parte más alta del yeyuno. Mientras que el control de las reservas depende de un sistema que es coordinado y en el que intervienen varios compartimientos de distribución y tres proteínas que regulan los mecanismos de transporte (transferrina), de reserva (ferritina) y utilización de hierro por las células receptores de transferrina (Forrellat *et al.*, 2000; Fuentes *et al.*, 1998).

Un posible mecanismo de toxicidad para el hierro disuelto es la interrupción de los iones sodio, posibles mecanismos que se pueden asociar con la toxicidad

que presenta el hierro en branquias es la precipitación de $(\text{Fe}(\text{OH})_3)$, directamente dentro de las branquias en forma de un lodo marrón (Doudoroff y Katz 1953; Schaeperclaus *et al.*, 1954 citado en Sykora *et al.* 1972). Se puso en duda la validez de muchos de estos estudios, ya que no se informó de pH, y sugirió que el aumento de la acidez resultante de la adición de hierro en realidad podría haber sido la causa de mortalidad. Por lo tanto, parece que la toxicidad de hierro puede, en algunos casos estar vinculada a la toxicidad de pH bajo (Doudoroff y Katz 1953). Mientras que Yip *et al.*, 2001 dedujeron que la acción tóxica del hierro resulta del efecto corrosivo directo sobre las mucosas, pudiendo causar necrosis hemorrágica y perforación y de la toxicidad celular que posee. La absorción férrica causa disfunción celular con acidosis láctica y necrosis. El mecanismo propuesto para la acción del hierro involucra, a nivel sistémico, la formación de radicales libres o disminución del pH por estrés oxidativo lo cual es causa de la peroxidación lipídica de membranas plasmáticas. A nivel óseo afecta la matriz ósea, incrementa la resorción y en menor medida la formación ósea.

La capacidad germicida del cloro se basa en que puede penetrar la pared celular, alterar funciones específicas de las proteínas e inhibir procesos metabólicos de bacterias y virus (Rojas, 2008).

II.VII.II. Mecanismos de toxicidad del sulfato de cobre.

El cobre se absorbe principalmente en el intestino delgado y una pequeña parte en el estómago por mecanismos de transporte activo, cuando las concentraciones son bajas, y mediante difusión pasiva cuando las concentraciones son altas. En este proceso participan como regulador las proteínas metalotironina, y posteriormente es transportado unido a la albúmina, la transcupreína y a otros ligandos del plasma. El hígado capta la mayoría del cobre y una pequeña parte el riñón (Melo y Cuamatzi, 2007). El cobre es caracterizado por inducir un estrés de tipo osmótico debido a su posibilidad de modificar la capacidad ionorreguladora en las branquias (Hansson *et al.*, 1981). De igual forma cuando el cobre se encuentra simultáneamente junto con otro metal como el

cadmio, inhiben la captación de calcio por parte de la branquia. Una respuesta compensatoria para contrarrestar el estrés osmótico es la liberación de cortisol (Hansson *et al.*, 1981; Taylor *et al.*, 1964). Anadon *et al.* (1984) hacen mención de los efectos tóxicos de los metales pesados en peces por asfixia debida a coagulación de mucus sobre las branquias, lesión directa sobre las branquias, acumulación de metales en tejidos internos y lesiones intensas sobre estos tejidos.

La secreción de mucus es una respuesta de estrés a los variados factores ambientales incluyendo los metales pesados (Eddy e Franser, 1982 citado por Handy *et al.*, 1989; Taylor *et al.*, 1964), y como consecuencia a la hipoxia que presentan la oxigenación a hemoglobina se reduce y por lo tanto también se reduce la oxigenación en los tejidos (Taylor *et al.*, 1992). El cobre es uno de los elementos que media su efecto tóxico en el sistema reproductivo a través de la elevación en los niveles del cortisol (Hansson *et al.*, 1981).

A su vez, se sabe que el Cu induce un aumento de la concentración de los iones Ca^{2+} en el interior de la célula (Nawaz *et al.*, 2006). Estos incrementos en los niveles de Ca^{2+} citosólico conducen a una relocalización hacia la membrana plasmática de cPLA2 (fosfolipasa A2 citoplasmática) activando la enzima de manera parcial. La activación total de cPLA2 se produce sólo por la fosforilación concomitante en residuos serina y es llevada a cabo por distintas proteínas dependiendo del tipo de célula (Hirabayashi *et al.*, 2004). Es importante notar que la fosforilación de cPLA2 puede ser producida por MAPK (Hirabayashi *et al.*, 2004), cuya actividad puede ser estimulada como mencionamos anteriormente por concentraciones elevadas de iones Cu. Como es sabido, las fosfolipasas A2 catalizan la hidrólisis y liberación mayormente de ácido araquidónico desde la posición sn-2 de glicerofosfolípidos. El ácido araquidónico es luego metabolizado a prostaglandinas por la vía de las ciclooxigenasas, y a leucotrienos por la vía de lipoxigenasas (Hirabayashi *et al.*, 2004). Ambos tipos de derivados lipídicos son reconocidos mediadores de inflamación.

II.VIII. Bioensayos

Los bioensayos son pruebas biológicas que deben de llevarse a cabo bajo condiciones estandarizadas, el ensayo establece el efecto que es producido por un agente químico o físico sobre los organismos expuestos, de modo que permite establecer los niveles permisibles para los contaminantes que son liberados al ambiente (Semanart, 2007), también se presenta el caso donde el organismo es expuesto a la mezcla de estos agentes, de manera que se pueda obtener el tipo de interacción de modo sinérgicamente o antagónicamente estimando el riesgo potencialmente en ecosistemas acuáticos (PNP, 2009).

La finalidad que presentan los bioensayos son:

- ✚ Establecimiento de niveles permisibles de los contaminantes que son liberados al ambiente.
- ✚ Establecimientos de sitios prioritarios que requieren acciones de limpieza.
- ✚ Determinación de impactos ambientales que son posibles con el uso de biomarcadores.
- ✚ Evaluación y previsión del efecto que es causado por los nuevos productos químicos en el ambiente.
- ✚ Estudios de biodisponibilidad y bioconcentración de contaminantes.
- ✚ Comparación de la sensibilidad de varias especies.
- ✚ Evaluación de la efectividad de los sistemas de tratamiento de agua y establecimiento de las condiciones óptimas de operación de plantas tratadoras.
- ✚ Evaluación de la eficiencia de los métodos de remediación (Álvarez, 2005).

II.IX. Bioindicadores

Los indicadores de contaminación son sistemas biológicos que responden a las condiciones del medio en el que se desarrollan, el uso de estos organismos permiten obtener el conocimiento de un contaminante o cualquier otro sistema que se encuentre alterando al ambiente, afectando a organismos y provocando cambios, cuya magnitud dependerá en gran medida del tiempo de la perturbación, intensidad y de su naturaleza (Giraud *et al*, 2010).

Los microorganismos: bacterias, hongos, protozoarios y algas, son catalizadores vivos, que permiten un suficiente número de procesos en el agua. La mayor parte de las reacciones químicas importantes que tienen lugar en el agua, en muy particular modo, son aquellas que implican materiales orgánicos y procesos óxido – reductivos, que atraviesan los intermediarios bactericos. Las algas son los microorganismos principales productores de material orgánico biológico (biomasa) en agua. Los microorganismos son los responsables de las formaciones de la mayor parte de sedimentos y de los depósitos minerales, entretanto juegan un papel sumamente importante en los tratamientos secundarios de aguas residuales. Es importante recordar que los microorganismos se encuentran divididos en dos amplias categorías: procariontes y eucariontes, estos últimos presentan una célula bien definida, con un núcleo rodeado por una membrana nuclear, los primeros no tienen esta membrana por lo que su material genético se encuentra disperso en la célula. Otra diferencia que hay de estos microorganismos es la localización de los sitios respiratorios, los mecanismos de la fotosíntesis, los medios de locomoción y procesos reproductivos. Los microorganismos pueden producir esporas, cuerpos metabólicamente inactivos que se forman y sobreviven en ciertas condiciones y en un estado de reposo antes de encontrarse en condiciones favorables a su crecimiento. Los hongos, las bacterias y protozoarios (a excepción de las bacterias y los protozoarios fotosintéticos) son clasificados como reductores, en condiciones de degradación a los compuestos químicos en especies más simples, de donde recaban la energía necesaria para su metabolismo y su crecimiento, por esto los microorganismos anteriormente mencionados pueden considerarse como

catalizadores ambientales. Los protozoarios son animales microscópicos, que están constituidos por una célula eucariota, algunos protozoarios contienen cloroplastos y están en condición de dar lugar a la fotosíntesis, estos microorganismos juegan un papel pequeño en los procesos bioquímicos en el ambiente (Manahan, 2000).

Los buenos organismos indicadores deben presentar las siguientes características: ser abundantes, sensibles al medio de vida, fácil y rápida identificación, estudiados en cuanto a su ecología y ciclo biológico, y tener poca movilidad. Según Reish y Oshida (1987), para la realización de bioensayos es conveniente el uso de zooplancton por su pequeña talla, requiere poco espacio de laboratorio, poco volumen de agua, poca cantidad de tóxico, ciclo de vida corto, requerimientos nutricionales generalmente conocidos, lo cual lo hace ideal para estudios de bioacumulación

Ventajas que presentan los bioindicadores son:

-  Los índices biológicos dan testimonio del impacto del contaminante durante un periodo de tiempo.
-  La toxicidad de contaminantes es estimada por sus efectos.
-  Permiten evaluación detallada de la capacidad de respuesta del medio.
-  Presenta menor costo para el seguimiento biológico comparado con el seguimiento fisicoquímico cuando son elevados los números de contaminantes.
-  Los resultados obtenidos del análisis son fáciles de interpretar (Álvarez, 2005).

II.IX.I Importancia de *Artemia*

Conocido también como camarón de salmuera, es un artrópodo perteneciente a la familia *Artemiidae*, de subclase *Branchiopoda*, a la orden *Anostraca*. Este es un género que está formado por nueve especies encontrándose distribuidas en Irán; *A. urmiana*, *A. sinica*; China, *A. tibetiana*; propia del Tibet, *A. franciscana*; distribuida por toda América, *A. persimilis*; confinada en América del Sur, *A. salina*; Región Mediterránea, *A. sp*, *A. sínica*; Provincias del Norte y centro de la República Popular China, *A. mónica*; California U.S.A, *A. parthenogenetica*; Eurasia, África, y Oceanía. La extensa distribución que presenta *Artemia* es ya sea por causas naturales como la anemocoria o la zoocoria, o porque es deliberada por el hombre (Crespo y Baessolo, 2002.). Autores como Persoone *et al.*, 1980 han demostrado que *Artemia* se comporta como un modelo biosensor de contaminación acuática de alta calidad y se utiliza ampliamente para los estudios de toxicidad

Los rasgos morfológicos más característicos que presenta *Artemia* es un cuerpo alargado, delgado, cubierto por un caparazón blando. En lo que se refiere a longitud y aspecto se encuentra en variación ya que depende de la población-especie que se esté considerando ya sea: bisexuales o partenogenéticas y diploides o poliploides, y de las características físico-químicas en que este microorganismo se desarrolle dentro del medio. Presenta un tamaño de 7 y 12 mm de longitud, en ocasiones llegan a medir 17 -18 mm, en cepas partenogenéticas poliploides pueden medir 20mm. Sus partes más sobresalientes son: cabeza, tórax y abdomen; la cabeza se encuentra formada por cinco segmentos fusionados, presentan un ojo muy poco pigmentado, que es responsable del característico fototactismo positivo del nauplio por un largo ocelo frontal, ventralmente se localiza mostrando tres pares de apéndices; las antenas que en hembras adquieren una forma sencilla, en machos presentan una porción ensanchada en forma de tenaza, es adecuada ya que sostiene a la hembra por la parte anterior de la bolsa ovígera en el momento de la cópula, las anténulas su función es sensorial y las mandíbulas son rudimentarias, ventralmente se localiza

un labio de forma casi rectangular, que recubre la base de los apéndices bucales. El tórax está constituido por once segmentos, cada uno de estos es dotado de un par de apéndices foliáceos aplanados llamados filópodos o toracópodos que llevan a cabo una función natatoria, respiratoria y filtradora de su alimento. Su abdomen es constituido por ocho segmentos llamados ápodos, aquellos dos segmentos que se localizan más próximos al tórax son los segmentos de genitales, los dos primeros segmentos se encuentran hipertrofiados en su cara ventral, dando lugar a los aparatos sexuales, el último segmento es llamado telson, provisto de la furca caudal con el borde erizado de largas sedas, en la escotadura entre los lóbulos se abre el orificio anal (Pino y Lazo, 2010).

Su cuerpo se encuentra cubierto por un delgado y flexible citoesqueleto de quitina encontrándose los músculos unidos internamente el exoesqueleto es eliminado periódicamente, mientras que en las hembras una muda precede a toda la ovulación, y en el varón no se ha observado una entre lo que es la muda y la reproducción, en estadios larvales, la cutícula es de 3.0 a 1.0 μm de espesor y se cree que es similar en todas las regiones del tegumento. Artemia es un crustáceo filtrador obligado, obtienen su alimento del medio en el que viven, ya que este pueden ser algas unicelulares, pequeños protozoos y detritos, esto es llevado a cabo mediante el batido rítmico de sus apéndices pues los telepoditos de los toracópodos actúan como filtradores, estos movimientos hacen que se crean dos corrientes en direcciones opuestas, anal y oral, la primera es la que lleva el alimento a la boca. El alimento es arrastrado con dirección al atrio bucal para ingresar al esófago, posteriormente a un par de ventrículos globulares que asimilan a un estómago, en donde se lleva a cabo la acción digestiva. Por consiguiente el alimento ingresa por el tubo intestinal, formando aquí una capa sencilla de células epiteliales y una membrana peritrófica, por último lo remanente es eliminado por el ano; las heces llegan a tener diferente coloración, consistencia y adoptan la forma de cordones, dependiendo del alimento que ingieren. Su sistema circulatorio es conformado por un corazón largo, tubular con un ostiolo en extremo posterior y varios senos en diversas zonas del cuerpo. Sistema por el cual circula hemolinfa, que incluye células específicas y hemoglobina. El sistema

respiratorio se encuentra conectado con la actividad locomotriz por ser llevada a cabo en los exopoditos de los toracópodos que funcionan a modo de branquias, dotados de cavidades para la hemolinfa muy amplias y desarrolladas con una cutícula permeable a los iones (Pino y Lazo, 2010; Abatzopoulos *et al.*, 2002).

La cutícula de estos apéndices se presenta más fina que en el resto del cuerpo teniendo en el interior cavidades que llena la hemolinfa, de modo que es más fácil el contacto del medio externo con la hemoglobina (Pino y Lazo, 2010; Abatzopoulos *et al.*, 2002; Mura *et al.*, 2006).

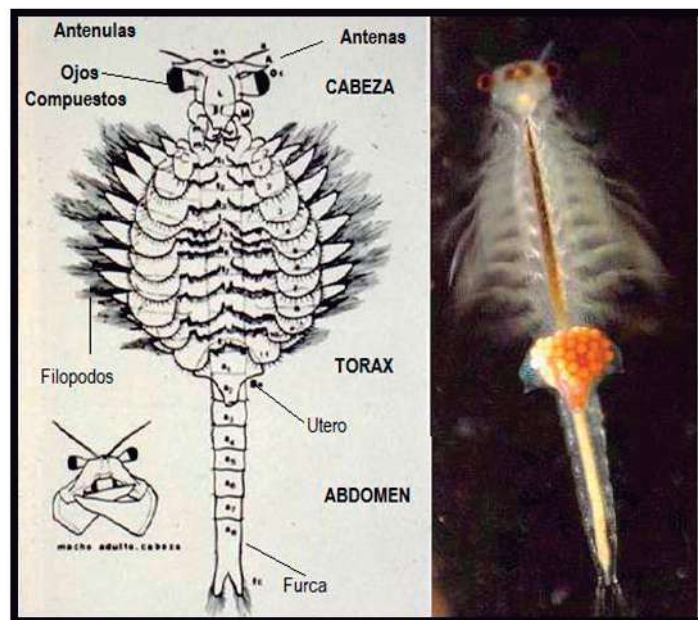


Figura 1. Morfología de *Artemia franciscana*

Artemia es un organismo con un hábitat que debe estar de acuerdo con las siguientes condiciones para que lograr un desarrollo óptimo; **Salinidad:** Factor que influye en la morfología de este crustáceo, es la razón por la cual este crustáceo se encuentra en medio de salinidades elevadas, en la que hay una reducción general de su tamaño corporal, característica relacionada a su gran capacidad de osmorregulación, su hemolinfa se mantiene hipotónica con respecto a su medio ambiente, las concentraciones de salinidad pueden encontrarse entre 10-20g/l⁻¹ y 300g/l⁻¹ esto se debe a la gran capacidad de osmorregulación que presenta, por lo que la hemolinfa estará hipotónica con respecto al ambiente, la

hemolinfa se mantiene cuando la salinidad es de 150mg/L , y es más concentrada cuando este por 35mg/L, y mediante la cubierta que se forma en las cavidades de las branquias es por donde se excreta el NaCl a partir de la hemolinfa cuando el organismo se encuentra en un medio hipertónico, el órgano nual se encarga de esta función. La relación que presenta *Artemia franciscana* con las altas salinidades también es debido a que en estas hay una gran ausencia de predadores y competidores (Ruiz. 2008). **Temperatura:** La temperatura necesaria para la vitalidad de la *Artemia* es alrededor de 25-27°C; umbrales mínimos y máximos de supervivencia oscilan entre 5 y 35°C, límite que está ligado a la característica de cada población. (Castro *et al*, 2009). **Oxígeno:** este es un crustáceo que puede tolerar niveles de oxígeno de 1g l⁻¹. Al igual que sucede en algunos otros invertebrados, cuando están en un medio que tiene carencia de oxígeno, desarrollando estos una intensa coloración rojiza a causa de un aumento de las concentraciones de hemoglobina en la hemolinfa, ayudando de esta manera a la captación de oxígeno, sin una elevación apreciable de su tasa respiratoria. **Alimentación:** el estadio naupliar es nutrido de las reservas vitelinas acumuladas en el llamado "órgano nual", hasta el estado II de modo que el alimento es capturado mediante filtración por las segundas antenas, dado por que los telepoditos de los filópodos se desarrollan paulatinamente, y se van incorporando a estas funciones. Estas son las condiciones que debe cumplir el medio para que el crustáceo *Artemia* pueda iniciar con su ciclo de vida. (Tanguay *et al.*, 2004).

El sistema reproductor en las hembras consta de: ovarios, oviductos que conducen a un solo medio ovisaco, los ovarios son estructuras tubulares pareadas que se extienden a partir del 11° segmento torácico pasando a través de los segmentos genitales, finalizando en los segmentos del abdomen (en las hembras adultas la ovulación se presenta cada 140 h según las condiciones de la cría, es decir, si la cría es ovovivípara u ovípara, mientras que en machos su sistema reproductor está conformado por; pares de testículos, glándulas accesorias y penes que se extienden desde el primer segmento genital al segundo segmento hasta el tercero o cuarto segmento abdominal. Los testículos obtienen la forma de

tubo rodeado por una membrana basal conteniendo células somáticas, las células somáticas se encuentran situadas inmediatamente por debajo de la membrana del testículo formando una lámina continua a lo largo del testículo (Ruíz, 2008; Castro *et al.*, 2009).

Las formas de reproducción de este crustáceo son; bisexual, anfigónica o zigogenética, con presencia de machos y hembras, y la partenogenética en la cual la existencia de organismos es auténtico de machos. En ambas formas de reproducción tienen lugar dos tipos de huevos; a) los que terminan su desarrollo embrionario en el interior del útero resultando un nauplio completamente formado, llamado proceso ovovivíparo, b) aquellos que detienen su desarrollo en el estado de blástula avanzada o gástrula incipiente, cubiertos por un corión que proviene de las glándulas de la cáscara y al final tiene forma de quiste o huevo cístico. Cuando llega la formación de los oocitos tiene inicio en los ovarios, aquí aumentan de tamaño y acumulando vitelo conforme migran hacia los sacos laterales de los oviductos, y por consiguiente hacia el útero como óvulos, esta es una etapa correspondiente a la metafase meiótica, donde la fecundación de los óvulos tiene lugar en este momento. Es en el útero donde se producen las primeras segmentaciones del huevo y se completa el desarrollo embrionario hasta estado de nauplio, o comienza el proceso de enquistamiento una vez concluido este procedimiento la hembra libera al exterior el contenido uterino (Castro *et al.*, 2009; Abatzopoulos *et al.*, 2002).

El ciclo de desarrollo de linaje desde la fase de oocito suele durar en un periodo de 4 a 6 días, el quiste de *Artemia* es un embrión presentado en el estado de blástula o gástrula, protegido por el corión es la pared exterior gruesa, resistente, que brinda características de protección a los quistes como: la conformidad que tienen a las altas y bajas temperaturas, resistencia a la acción de los disolventes orgánicos, protección ante las radiaciones, resistencia a la ruptura mecánica, asimismo el corión presenta una higroscopicidad, de manera que capta agua del ambiente hasta un 200% de su peso, proceso con el que reinicia su metabolismo que culmina con la rotura del corión y salida al exterior del nauplio,

los quistes presentan un diámetro variado entre 200 a 270 μm . Cuando se encuentran disecados toman una forma semiesférica, al ser alojados por la hembra estos no se encuentran en un medio inconveniente para la sobrevivencia ya que no presenta el alimento, la elevada salinidad con deficiencias de oxigenación (Abatzopoulos *et al.*, 2002).

Posteriormente, cuando ha sido liberado el contenido uterino el desarrollo de los quistes consta de estadios, primero se encuentra la fase preemergencia, el desarrollo parte del estado blástula o gástrula, por un desarrollo sucesivo se forma el nauplio o estado larvario I, seguido a esto llega al estadio larvario II, estadio en el que aún se encuentra cubierto por la membrana cuticular, culminando en el momento en que se rompe esta membrana y sale al exterior llegando al estado de nauplio nadando libremente, comienza a capturar alimento externo, con este llega a formas metanaupliares que entrarán a las fases juveniles o adultas. El nauplio de *Artemia* presenta un color anaranjado debido a los carotenos que presenta en el vitelo. El ciclo biológico de *Artemia* es de aproximadamente de 14 a 17 días, aunque llega a tener ciclos más cortos que duran hasta 9 días en *Artemia* las variaciones de tamaño, rapidez de desarrollo, frecuencias de mudas, varían según la especie, y a la influencia de factores físico-químicos y ambientales, tales como la salinidad, temperatura, concentración de oxígeno, pH, tipo de alimento y densidad poblacional (Pino y Lazo, 2010).

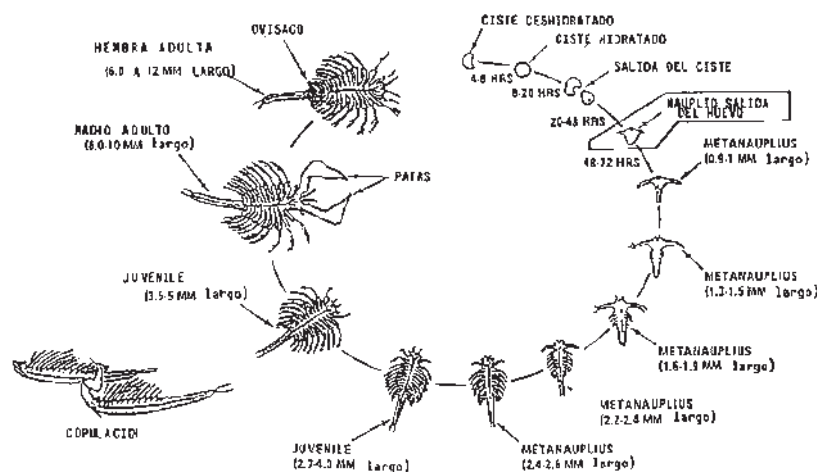


Figura 2. Ciclo vital de la Artemia.

Relevancia de *Artemia* como biosensor

- ✚ *Artemia* es un biosensor de contaminación acuática con muy alta calidad, ya que forma parte de los primeros niveles de la cadena trófica (zooplancton) en medios salinos.
- ✚ Se trata de un organismo de manipulación fácil y coste económico
- ✚ Su obtención es sencilla, de manera que se pueden adquirir como huevos encapsulados para rehidratarlos y tener poblaciones homogéneas, lo cual también facilita su almacenaje.
- ✚ Su ciclo biológico es corto, lo que permite cortos periodos de experimentación (Pino y Lazo, 2010).

II.X. Tratamientos del agua para su potabilización.

La inquietud que ha existido en el hombre por obtener el agua con una sublime calidad tiene inicios en tiempos remotos, la literatura indica que fueron los romanos quienes disponían en muchas de sus urbes sistemas de saneamiento que consistían en una red de alcantarillado con destino de almacenaje y eliminación de las aguas pluviales, y en la práctica evacuaban la materia de las ciudades sin pasar antes por un tratamiento y la desembocaban en los ríos, en cambio el agua de manantiales, y ríos limpios la pasaban por largas conducciones o se construían embalses para el aprovisionamiento de agua con calidad. Fue creciendo el interés para que la ciudadanía tuviera acceso a este recurso con alta calidad, empleando posteriormente tuberías con plomo para la conducción de agua potable, utilizando algunos otros como la terracota o piedra, y de los procesos que aún hoy se utilizan la coagulación y la filtración ya habían sido utilizados desde tiempo atrás (Doménech, 2003; Fariñas, 2002).

Con el tiempo emergen las plantas de tratamiento para la potabilización de dicho recurso y el ser humano para poder obtener agua potable se dirige a recursos de agua dulce. Las aguas se clasificarán en aguas superficiales o aguas

subterráneas para someterlas a diversos sistemas de tratamiento para su potabilización, mientras que el agua salada solo es utilizada en las regiones desérticas a lo largo del Golfo Pérsico para adquirir la calidad necesaria (Doménech *et al.*, 2003). Las aguas subterráneas son bombeadas de pozos perforados en acuíferos, y las agua superficiales incluyen ríos, lagos, que pueden contener gran diversidad de materias con tamaño variado, siendo el tamaño de partículas y la naturaleza de estas lo que viene a determinar el tipo de tratamiento que se le empleara al agua, en general este tipo de aguas se puede clasificar de acuerdo a sus características como lo muestra la tabla 3.

Tabla 3. Diferencias entre aguas subterráneas y aguas superficiales.

SUBTERRÁNEA	SUPERFICIAL
Composición constante	Composición variable
Alto contenido de minerales	Bajo contenido de minerales
Baja turbiedad	Alta turbiedad
Poco o ningún color	Con color
Puede ser bacteriológicamente segura	Microorganismos presentes
Sin oxígeno disuelto	Con oxígeno disuelto
Alta dureza	Baja dureza
H ₂ S, Fe, Mn	Sabores y olores
Posible toxicidad química	Posible toxicidad química

(Davis y Masten, 2005).

Las instalaciones especializadas para el tratamiento de agua potable tienen como objetivo básico la obligación de cumplir con las normas establecidas para obtener un agua con calidad para el consumo humano, estas normas determinan que debe ser inodora, insípida, incolora, carecer de toda sustancia tóxica y de organismos dañinos, con la finalidad de brindar una mejor índole para consumo humano (Fariñas, 2002).

El proceso para el tratamiento del agua superficial consiste de las siguientes etapas:

- ✚ Desarenador
- ✚ Coagulación y Floculación
- ✚ Decantación o Sedimentación
- ✚ Filtración.
- ✚ Desinfección

Desarenación.

Presenta la finalidad de remover arena, grava, materia orgánica sedimentable y partículas relativamente pequeñas para evitar la sedimentación de las mismas en las conducciones de modo que se protege el equipo y se existe una mejoría en la potabilización del agua (CNA-CONAGUA, 2007).

II.X.I. Coagulación

Coloides: Son suspensiones estables, con imposible sedimentación natural, responsables de la turbiedad y color del agua, las partículas coloidales se diferencian por ser hidrofílicas estas se dispersan en el agua y enseguida son rodeadas por moléculas de agua que previene todo contacto entre partículas. Las partículas hidrófobas no son rodeadas por moléculas del agua, no se dispersan espontáneamente en el agua (Cárdenas, 2000 y Bradby *et al.*, 2006).

Etapas donde se remueven partículas coloidales y suspendidas que son responsables de la turbidez y el color que adopta el agua. Es un procedimiento con el que se logra una remoción de partículas entre un 80-90% en la potabilización del agua (Vargas y Romero, 2006). El objetivo de este proceso es la desestabilización química de partículas en suspensión, favoreciendo la aglomeración, la coagulación no solamente elimina la turbiedad y el color si no también elimina a todo microorganismo, concentraciones de materia en suspensión estable y concentración de las materias orgánicas. Se lleva a cabo

mediante la adición de un agente químico que es llamado coagulante, es un tratamiento delicado debido que lleva a costos elevados cuando no realiza de la manera adecuada y conlleva a la degradación rápida de la calidad del agua, representando costos no justificados (Doménech, 2003; Cárdenas, 2000).

Este proceso se utiliza para:

- ✚ Remoción de la turbiedad orgánica o inorgánica que no se puede sedimentar fácilmente.
- ✚ Remoción de color verdadero y aparente asociado a compuestos orgánicos.
- ✚ Eliminación de bacterias, virus y organismos patógenos susceptibles de ser separados por coagulación y la destrucción de algas y plancton en general.
- ✚ Eliminación de sustancias productos de sabor y olor, en algunos caso de precipitados químicos suspendidos.
- ✚ Abatimiento de Arsénico (OXY, 2000).

Clases de Coagulantes.

Los coagulantes que se emplean son sales hechas a base de hierro o aluminio, los coagulantes más destacados son; el sulfato de aluminio denominado también como alumbre, cloruro férrico, aluminato de sodio, cloruro de aluminio, sulfato ferroso y sulfato de hierro (Vargas y Romero, 2006; Eikebrokk *et al.*, 2006). Al ser adicionados las sales mencionadas anteriormente se producen reacciones un tanto complejas donde los productos de la hidrólisis resultan más eficaces, las sales reaccionan con la alcalinidad produciéndose los hidróxidos de hierro o aluminio que son insolubles y crean precipitados (Lartiges *et al.*, 1997).

II.X.II. Importancia del cloruro férrico en el tratamiento de aguas

- ✚ Como coagulante demuestra gran efectividad en cuanto a rangos de temperatura y pH, en cuanto mayor es el rango de pH mayor es la

producción de especies de alta carga, suceso que favorece a la coagulación (Carrera y Vaira, 2009).

- ✚ Genera mayor velocidad de asentamiento de las partículas, siendo más aplicable por generar un floc más pesado,
- ✚ Adjunto a estos productos de la hidrólisis de los coagulantes cargados positivamente neutralizan las cargas negativas de la materia orgánica y forman complejos insolubles.
- ✚ Como se ha mencionado los coagulantes reaccionan con la alcalinidad del agua o la cal formando un floc de hidróxido férrico. (Berón *et al.*, 2004; Romero, 1996). Las reacciones de este proceso son:

II.X.II.I. Mecanismo de acción del coagulante

Los coloides generalmente son encontrados en el agua con carga negativa y es porque tienen la presencia de un grupo COO^- y OH^- , la carga negativa permite la repulsión evitando la aglomeración y formación de partículas más grandes que sedimentarían con dificultad. Para llevar a cabo la supresión de estas partículas cargadas negativamente, las suspensiones coloidales deben encontrarse desestabilizadas mediante la adición de iones cargados positivamente como lo es el Al^{+3} y Fe^{+3} el mecanismo consiste en la rotura de la repulsión electrostática que existe en las partículas coloidales y se produce la aglomeración mediante las Fuerzas de Van der Waals (Vargas y Romero, 2006).

Sistemas de aplicación del coagulante.

La dosis del coagulante que se adicione al agua es en forma constante y uniforme en la unidad de mezcla rápida, tal que el coagulante sea completamente dispersado y mezclado con el agua.

El sistema de dosificación debe proporcionar un caudal constante y fácilmente regulable; en las siguientes figuras fig. 3 se muestra el dosificador vibratorio, mientras que en la fig.4a se observan las condiciones de mezcla del

coagulante con el agua; se observa que la mejor mezcla es cuando el coagulante adicionado cae en su totalidad a la masa de agua (fig. 4b). Esta condición se obtiene por medio de los equipos de dosificación tanto para los coagulantes al estado sólido y estado líquido, que deben encontrarse calibrados y comprobados en la práctica por medio de las pruebas de aforamiento (SEMANART, 2007).

Se adquiere una reacción satisfactoria del coagulante cuando: la dosis de la sal adicionada al agua sea de forma constante y uniforme en la unidad de la mezcla rápida tal que el coagulante sea dispersado uniformemente y mezclado con el agua (Chow *et al.*, 2004).

En otros tratamientos donde el cloruro férrico desempeña importancia es en el tratamiento de aguas residuales, utilizado en el acondicionamiento de lodos estos presentan las mismas características que las partículas coloidales es decir que pueden ser químicamente acondicionados para eliminar su contenido del agua. El coagulante desestabiliza la carga negativa de las mencionadas partículas, rompiendo su unión con el agua e inician su aglomeración, finalmente se drena la masa de aglomeración en la operación de deshidratado. El cloruro férrico es un coagulante que deshidrata los lodos, es un efectivo agente acondicionante y se utiliza en numerosas plantas de tratamiento de agua.

Algunas ventajas son:

- ✚ Remoción de turbiedad orgánica o inorgánica que no puede sedimentar con rapidez
- ✚ Remoción de color
- ✚ Eliminación de bacterias, virus y organismos patógenos susceptibles de ser separados por coagulación (CONAGUA, 2007).

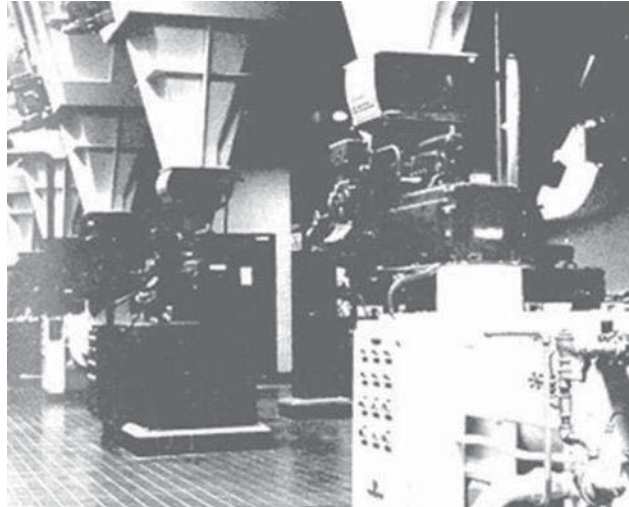


Fig 3. Dosificador vibratorio (Hammer, 1986) tomada CONAGUA, 2010.

Floculación

Proceso en el que se lleva a cabo la aglomeración de las partículas, mediante la agitación moderada del agua contenida en esta las partículas que han sido desestabilizadas de la etapa de la coagulación, dando lugar a otras partículas que serán de mayor tamaño y peso específico denominados flóculos.

El objetivo primordial de esta etapa es la asociación de los microflóculos para obtener partículas de mayor peso específico superior al del agua, por consiguiente se compactan los flóculos disminuyendo su grado de hidratación para producir una baja concentración volumétrica produciendo mayor eficiencia en los siguientes procesos de sedimentación y filtración (SEMANART, 2007).

Clases de Floculantes:

Los floculantes también reciben el nombre de ayudantes de coagulación, ayudantes de floculación y ayudantes de filtración, y cumplen con la expectativa de asistir en los procesos anteriormente mencionados. Los floculantes son clasificados en aniónicos entre los más usados se encuentran; acrilamida y copolímeros de ácido acrílico, neutros; poliacrilamidas y catiónicos; copolímeros de acrilamida y monómeros catiónicos, en este tipo de floculantes de los cuales es

realmente importante considerar el nivel de toxicidad. Existen los floculantes que son naturales como los de origen orgánico se encuentra el alginato de sodio, originado del ácido algínico extraído de algas marinas entre otros compuestos naturales están los almidones extraídos de la papa, yuca y extractos de semillas de plantas (Vargas y Romero, 2006).

Sedimentación

Esta forma de tratamiento es de las más antiguas y presenta una gran amplitud de uso, genera el asentamiento por gravedad para la separación de partículas del agua, se trata de un proceso sencillo y económico. El agua con materia particulada fluye con lentitud a través de un tanque de sedimentación, y es así como se retiene el tiempo suficiente para que aquellas partículas más grandes se asienten primero en el fondo antes de que el agua clarificada salga del tanque a través del vertedero en el extremo de salida (Glynn y Heinke, 1999).

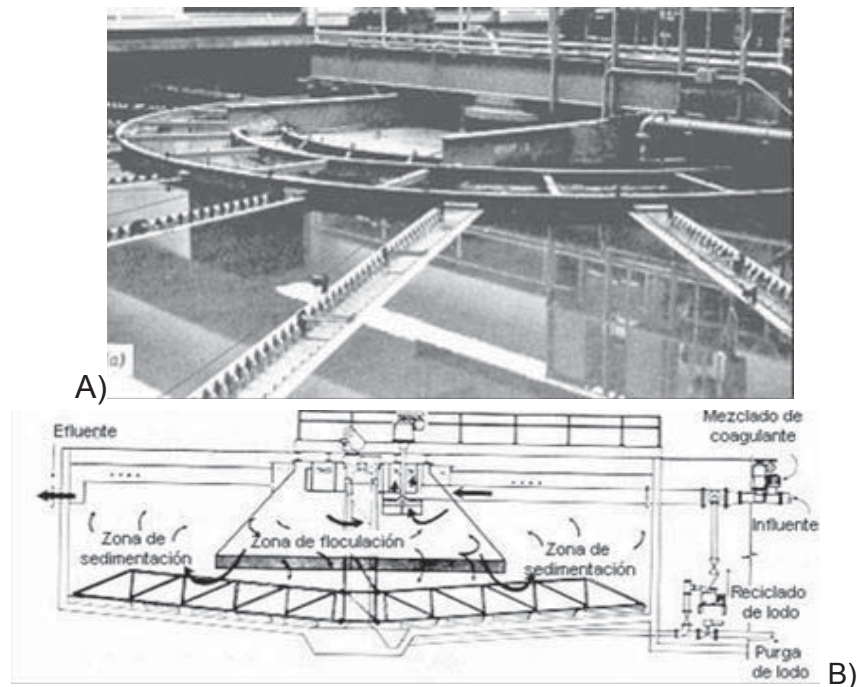


Fig.4. Floculador-clarificador que proporciona mezcla rápida, floculación y sedimentación en un solo tanque. (Hammer, 1986), (Tomada de la guía CONAGUA 2010).

Filtración

Los procesos pasados de coagulación, sedimentación y filtración llegan a eliminar hasta un 90% de las bacterias y virus, posteriormente el agua se lleva a través de un filtro, que tiene como objetivo eliminar pequeños flóculos o a los elementos que tienen menor tamaño y que no se pudieron eliminar en los tratamientos anteriores (CONAGUA, 2010).

Desinfección

Para la elección de un desinfectante debe basarse en la existencia de toxicidad para los microorganismos, las concentraciones deben ser menores a las que puedan ser perjudiciales para el ser humano, además debe suprimir a los patógenos rápidamente y ser suficientemente persistente para impedir el crecimiento de los microorganismos en el agua (CONAGUA, 2010).

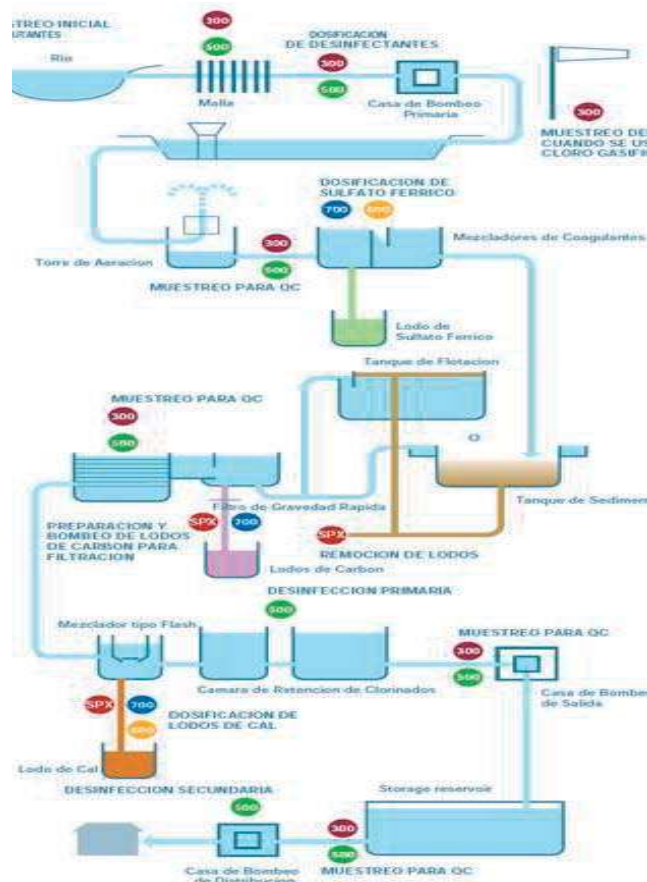


Figura 5. Demostración del tratamiento del agua potable.

II.X.II.II Tratamiento de aguas con sulfato de cobre

Es común la contaminación por algas pues son plantas fotosintéticas, pueden ser unicelulares, coloniales, o pluricelulares, presentan clorofila adquieren la siguiente clasificación: algas azul-verdes, algas verdes, diatomeas y algas flageladas; el incremento anormal de estas es causado por un exceso de nutrientes y cambios de temperatura fenómeno al que se le conoce como *eutrofización* o *eutroficación*, fenómeno que causa dificultades en el tratamiento y en la desinfección del agua (Aurazo *et al.*, 2005). Se encuentran habitando en depósitos de agua, decantadores, piscinas, presentan múltiples problemas en el procesamiento y desinfección por la presencia de trihalometanos entre otras sustancias químicas que son las causantes de que el agua presente mal olor y sabor, de forma que llegan a obstruir el procedimiento, este problema existente en aguas se controla con el sulfato de cobre, este presenta gran uso en la potabilización del agua, pues es eficaz para la eliminación o control de la proliferación de estas algas y obtiene la función del control sobre cianobacterias, aunque al mismo tiempo crea perturbaciones en sistemas acuáticos (Corkal, 2002; Orellana *et al.*, 2005).

Tratamiento:

El mejor tratamiento que se les puede dar a las aguas que presentan este problema es el preventivo. Entre los métodos preventivos podemos mencionar el tratamiento del agua cruda con sulfato de cobre, cloramina (especifico para tratamiento de olores y sabores a causa de compuestos fenólicos), cloro, carbón activado y el lavado de los decantadores (CEPIS y OPS, 2005).

II.X.II.III. Importancia del Sulfato de cobre en el tratamiento de aguas

Los presentes problemas de olor y sabor existente en aguas puede ser desafiados con sulfato de cobre, que presenta gran uso en la potabilización del agua, es eficaz para la eliminación o control de la proliferación de estas y obtiene

la función del control sobre cianobacterias (Orellana *et al.*, 2005). El sulfato de cobre presenta inconvenientes para el medio ambiente debido a que influye en la acumulación del cobre en sedimentos, llevando a los peces y zooplancton frente a la toxicidad del cobre, es aplicado a las densidades de floraciones de algas obteniendo como resultado la muerte y descomposición de las células de algas que conducen a la disminución de los niveles de oxígeno disuelto por consiguiente este suceso lleva al sistema acuático a la muerte. Debe ser aplicado al principio de la floración. Desafortunadamente el cobre es un potente tóxico para los peces y no existe un tratamiento que pueda eliminar las algas sin perjudicar a los peces (Detlef *et al.*, 2004; CEPIS y OPS, 2005).

II.X.III Mecanismos de acción del sulfato de cobre en el tratamiento

- ✚ Se debe esperar catorce días después de la aplicación del alguicida antes de poder consumir el agua tratada, debido a que las toxinas deben de estar inactivadas durante este periodo.
- ✚ Cianobacterias, algas, plantas y otros organismos acuáticos serán eliminados por el tratamiento con cobre, a causa del consumo del oxígeno durante la descomposición.
- ✚ Esto puede agotar rápidamente el oxígeno ocasionando que los peces se sofoquen, causando otros problemas de calidad de agua, el tratamiento con cobre no mantiene los nutrientes ricos libres de plantas y algas (Detlef *et al.*, 2004).

Método de aplicación: La aplicación periódica de sulfato de cobre puede realizarse mediante:

- ✚ Remolcado con una embarcación con sacos de sulfato de cobre en cristal.
- ✚ Remolcando cajas especiales, construidas con mallas que contengan sulfato de cobre sujetas en los costados de la embarcación.

- ✚ Utilizando pulverizadores mecánicos (tifas), que descarguen el sulfato de cobre.
- ✚ Mediante el uso de los tanques que se emplean para fumigar los árboles, de manera que se esparce la solución de sulfato de cobre sobre la superficie del agua.
- ✚ Para dosificación continua se lleva a cabo usando dosificadores de sustancias químicas comerciales o mediante tanque de solución preparada, equipados con algún dispositivo para regular la descarga (Hilleboe *et al.*, 1995).

La efectividad del tratamiento se logra con continuas aplicaciones durante todo el año de manera que exista un control de microorganismos antes de que exista una intensa proliferación, teniendo consecuencias negativas ya que disminuye notablemente el alimento de los peces (Hilleboe *et al.*, 1995). Estudios han demostrado que después de tratamientos repetitivos con sulfato de cobre, las algas y cianobacterias comienzan a construir cierta resistencia (Corkal, 2002).

Deben evitarse aquellas partes con poca profundidad en los depósitos, y cuando las haya, se recomienda para tratarlas con sulfato de cobre. En general el agua cerca al fondo del depósito es la parte que contiene un alto agotamiento de oxígeno y tiene grandes concentraciones de materia orgánica en descomposición, así como hierro y manganeso disueltos provenientes del suelo y rocas que están bajo el agua (Hilleboe *et al.*, 1995).

La aplicación se realiza al principio de la floración, desafortunadamente el cobre es un potente tóxico para los peces y no existe un tratamiento que pueda eliminar las algas sin perjudicar los peces (Detlef *et al.*, 2004). El sulfato de cobre presenta inconvenientes para el medio ambiente debido a que influye en la acumulación de este metal en los sedimentos, llevando a los peces y zooplancton a presentar toxicidad, además este es aplicado a las densidades de floraciones de algas obteniendo como resultado la muerte y descomposición de las células

algales que conducen a la disminución de los niveles de oxígeno disuelto y por consiguiente este suceso lleva al sistema acuático a la muerte (Detlef *et al.*, 2004).

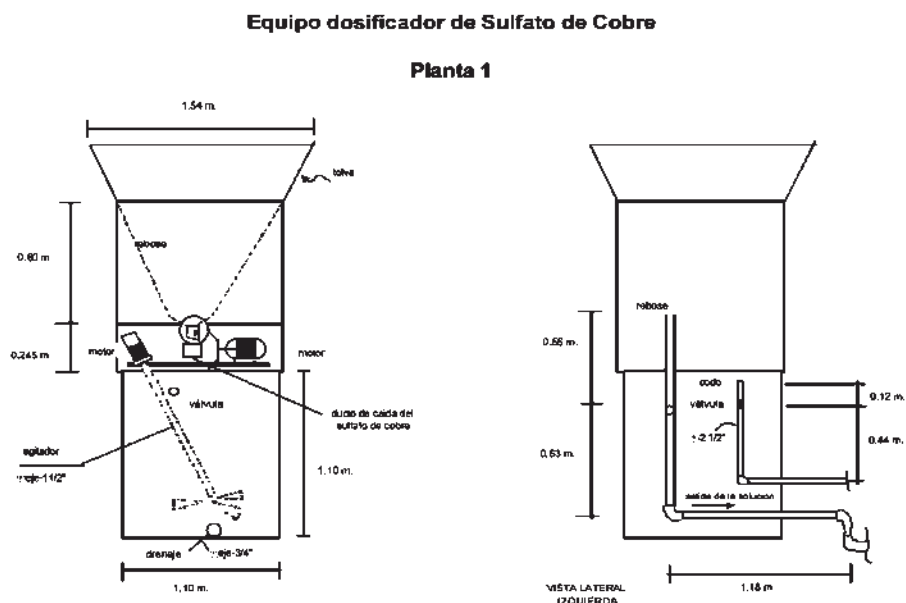


Figura 6. Dosificador de sulfato de cobre.

II.XI. Mezcla de biocidas

Los ecosistemas acuáticos son los receptores de una gran diversidad y múltiples cantidades de compuestos químicos derivados de un vertimiento de efluentes industriales, urbanos, agrícola entre otras actividades humanas (Khangarot y Rathora, 2003; Banks *et al.*, 2005). En las estimaciones realizadas para los criterios de calidad acuática, generalmente son limitados hacia las concentraciones de agentes químicos de forma individual, sin importar el papel que juegan los factores ambientales, así estas estimaciones no garantizan la protección de los organismos, debido a que la toxicidad de agentes químicos es afectada por factores físicos y químicos como la dureza, materia orgánica (Abel, 1989; De Schamphelaere y Janssen, 2004). Individualmente los compuestos no son tóxicos a bajas concentraciones, en los cuales están presentes, sin embargo

los compuestos actuando de manera conjunta, pueden conducir a efectos significativos (Lin *et al.*, 2003). Bajo condiciones naturales los organismos son expuestos a mezclas de numerosos compuestos y experimentalmente hay datos que sugieren que las exposiciones a bajas concentraciones en mezcla para múltiples componentes pueden introducir efectos a intervalos de concentraciones a los cuales el compuesto no muestra efectos (Bass *et al.*, 2009). Mientras que las comunidades biológicas no se encuentran expuestas a estos individualmente sino que, son exhibidos a varios contaminantes en forma simultánea. Es por ello que el ambiente acuático es un sitio de gran interés pues existen múltiples combinaciones de sustancias tóxicas afectando a la biota de estos ecosistemas y provocando varios tipos de reacciones (Gaete y Paredes, 1996). Entre los efectos que se conoce a causa de la mezcla de los biocidas están:

- ✚ Sinérgico: efecto provocado por dos sustancias juntas es mayor que la suma de los efectos que produciría cada uno por separada.
- ✚ Antagónico: es la consecuencia de una sustancia química o grupo de sustancias que contrarresta los efectos de otra.
- ✚ Aditivo: El efecto combinado de dos o más agentes químicos es aproximadamente igual a la suma de los efectos de cada uno de los compuestos por sí solo.

La toxicidad de las mezclas depende de la toxicidad de cada componente y del tipo de interacción que pueden ocasionar entre ellos, únicamente el efecto dado es la suma de cada uno de ellos de manera individual. La mayoría de los estudios de ecotoxicidad y evaluación de riesgos en compuestos químicos se centran en el peligro de estos compuestos de forma individual, desconociendo el riesgo que pueden llegar a causar una mezcla de biocidas (Aguado, 2010). Como consecuencia de la gran variedad de efectos que pueden ocasionar se ha llegado a la necesidad de contar con herramientas predictivas de la interacción entre agentes químicos, proponiendo los siguientes modelos:

✚ Modelo Concentración-Adición (CA).

✚ Modelo de Proporción-Sinérgica (PS).

Más sin embargo la predicción de la magnitud y naturaleza de las interacciones que producen las mezclas de tóxicos en el organismo están afectadas por una gran incertidumbre, como consecuencia de la complejidad de las numerosas interacciones bioquímicas que conducen a los efectos finales, por lo que en casos específicos no se puede establecer a priori el tipo y nivel de afectación (EPA, 2000).

Debido a las múltiples actividades antropogénicas ha aumentado la demanda de compuestos químicos que ingresan al ambiente, suscitando riesgos para la salud y entorno. Los tratamientos de aguas son un ejemplo de riesgo por la utilización de compuestos químicos, y es que al realizar los procesos de coagulación las sustancias y los lodos resultantes son desechados, los cuales son vertidos en los suelos, y por consiguiente alcanzan a los ríos corriente abajo sin ningún proceso para la remoción de contaminantes, que según las normas actuales son considerados no tóxicos para medio ambiente (Naja y Volesky, 2010). La valoración de riesgo de una sustancia potencialmente nociva está en función de varios factores: la exposición a la sustancia, los efectos resultantes de esta exposición y los organismos expuestos a la sustancia contaminante. La caracterización de la exposición se entiende como el contacto o concurrencia entre los factores estresantes y el componente ambiental receptor o entidad ecológica (Encina y Diaz, 2001; Moraes *et al.*, 2002). De esta forma, la valoración del riesgo ambiental se puede definir como “la valoración cuantitativa de la probabilidad de que se verifique un cierto efecto ambiental como resultado de la exposición a una sustancia contaminante” (Vighi y Bacci, 1998). En este tipo de situaciones es necesario la evaluación de riesgo, para caracterizar la naturaleza y magnitud de este sobre la salud, derivado de la exposición a estas sustancias presentes en el medio (De la Peña y Campoy, 2004). Un enfoque más directo prueba las mezclas de interés en su totalidad, con el fin de proporcionar una estimación experimental de sus peligros y riesgos (KEMI, 2010).

III. JUSTIFICACIÓN

El desarrollo acelerado que se ha efectuado por parte de industrias, y otras actividades desempeñadas por el ser humano han tomado a los ecosistemas como los receptores de grandes variedades de sustancias utilizadas durante las diversas actividades pues se desechan en recursos acuáticos sin importar el peligro que puede ocasionar a la biota, al ser expulsados se encuentran ya en combinación con algún otro compuesto, o son combinados en los cuerpos de aguas, ocasionando efectos que perjudican al ecosistema. Los efectos dependen en gran parte de la cantidad de contaminante que es expuesto, por ejemplo; existen elementos indispensables para el ser vivo en bajas concentraciones, pero cuando estas se sobrepasan llega a ser tóxico, y lo mismo ocurre en los sistemas ambientales. A este tipo de acciones ocasionadas por el hombre no se le habían prestado gran importancia pues se desconocía el riesgo que podían causar las mezclas formadas por las sustancias utilizadas, sin embargo hoy sabemos que la combinación de un compuesto con otro, pueden provocar cierto tipo de interacciones elevando los impactos negativos sobre la biota.

Debido a las alteraciones provocadas por los contaminantes sobre ecosistemas, han sido diseñados bioensayos, entre estos se encuentra la prueba de toxicidad aguda, prueba que permite evaluar la capacidad de una sustancia para producir efectos adversos, como bioindicador para la elaboración de este trabajo se eligió la *Artemia franciscana*, por ser un organismo importante dentro de la cadena trófica, y porque ha llegado a presentar una amplia eficacia para la evaluación de sustancias químicas presentes en aguas residuales domésticas, e industriales.

Existe una gran divergencia de casos que demuestran la afección hacia los recursos acuáticos, el tratamiento de aguas tanto residuales como potables colabora con este incidente, en las aguas residuales los compuestos llegan a las

estaciones depuradoras mediante las aguas urbanas e industriales, y en casos son vertidos en aguas superficiales. Y para los tratamientos de agua potable, se utiliza el cloruro férrico y el sulfato de cobre; dos compuestos que son comúnmente utilizados para la eliminación de metales, organismos como bacterias, algas, entre otros que pueden perjudicar la calidad de este recurso, el paso final que se obtiene en el tratamiento es la combinación de estos compuestos afectando a organismos los compuestos que son utilizados con esta finalidad para finalmente ser vertidos en los cuerpos de aguas.

En el presente trabajo se realizan ensayos toxicológicos para determinar el efecto que puede provocar el cloruro férrico y sulfato de cobre pues estos compuestos tienen en común su aplicación en plantas de tratamiento de aguas, los compuestos mencionados son finalmente vertidos en los cuerpos de agua afectando la biota, y causando peligros a esta. Es por este motivo que se desea determinar la toxicidad aguda tanto de forma individual como la mezcla de los contaminantes en nauplios de *Artemia franciscana*, y así deducir el impacto que llegan a provocar.

IV. HIPÓTESIS

La presencia de cloruro férrico y sulfato de cobre utilizados en los tratamientos de agua, afectan la supervivencia de manera más significativa en forma de mezclas (combinados en proporción 1:1, 1:2, 2:1) que de manera individual sobre las poblaciones de *Artemia franciscana*.

V. OBJETIVOS

V.I OBJETIVO GENERAL

Valoración toxicológica aguda que presenta el cloruro férrico y el sulfato de cobre en el ecosistema acuático salino, tanto de manera individual como en sus mezclas en proporción 1:1, 1:2, 2:1, en nauplios I de *Artemia Franciscana*.

V.II. OBJETIVOS PARTICULARES

V.II.I. Determinación de la concentración letal 50 (LC₅₀) del cloruro férrico en forma individual en nauplios I de *Artemia Franciscana*.

V.II.II. Determinación de la concentración letal 50 (LC₅₀) del sulfato de cobre en forma individual.

V.II.III. Determinación de la LC₅₀ en la mezcla del cloruro férrico y del sulfato de cobre en proporción 1:1.

V.II.IV. Determinación de la LC₅₀ en la mezcla del cloruro férrico y del sulfato de cobre en proporción 1:2.

V.II.V. Determinación de la LC₅₀ en la mezcla del cloruro férrico y del sulfato de cobre en proporción 2:1.

VI. MATERIAL Y METODOLOGÍA

VI.I. Agua marina sintética

Para la preparación de agua de mar artificial se utilizó sal marina de la marca Sera (USA). Para lo cual se preparó una disolución al 3.3% de salinidad con agua destilada, ajustando el pH con una disolución de HCl 1M hasta alcanzar un intervalo de 8.2 a 8.4.

VI.II. Obtención de los nauplios de *Artemia franciscana*

Los ensayos se realizaron con quistes (huevos) de *Artemia franciscana* (Argent Chemical Laboratories, Washington, USA utilizando la línea ARGENTEMIA Grade II Silver Label y que garantiza un mínimo de 260.00 huevos/g). A partir de los quistes se obtuvieron poblaciones homogéneas de nauplios (92% eclosión), con un tamaño de 500-525 μm . Para la obtención de nauplios se pasaron 0.1g de quistes de *Artemia franciscana* y se incubaron durante 24h en 150 mL de agua marina sintética, manteniendo una oxigenación saturada y una temperatura de 25°C de baño María, aplicando iluminación con una lámpara de luz de 60 watts.

VI.III. Determinación de la toxicidad aguda del cloruro férrico y sulfato de cobre en nauplios I

Para la realización de los estudios de toxicidad (LC_{50}) se utilizó cloruro férrico ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, Mallinckrodt) y sulfato de cobre pentahidratado ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, Baker). Las soluciones patrón con sulfato de cobre se prepararon a concentraciones de 0.001, 0.002, 0.003, 0.005 $\mu\text{g/L}$ y 0.001, 0.002, 0.003, 0.004, 0.005 $\mu\text{g/L}$ para cloruro férrico y sulfato de cobre, respectivamente.

La prueba letal 50 (LC_{50}) se realizó siguiendo la metodología propuesta por Meyer *et al.* 1982, la cual se basa en la determinación de la concentración que causa la muerte del 50% de los nauplios de *Artemia* en 24 h. El desarrollo de esta prueba se inicio incubando los quistes de *Artemia* en agua marina sintética. Posteriormente, los nauplios libres se depositaron en una caja de petri en la que se adicionaron 5mL de agua de mar artificial. Desde esta se transfirieron hacia la placa multiposillo, colocando 10 nauplios en 97 μ L del agua de mar sintética junto a 3 μ L de las soluciones patrón por cada pocillo; con cinco repeticiones por concentración. Como control se utilizaron 3 μ L de agua destilada. La incubación se realizó a 25°C en oscuridad y durante un periodo de 24h. Una vez transcurrido este tiempo, se continuó con la lectura de la placa realizando la contabilidad del número de nauplios vivos y muertos en cada uno de los pocillos de cada concentración. La muerte de los nauplios se estableció por falta total de movimiento durante 10 s de observación bajo el estéreo microscopio (10 y 40 X).

Los valores de LC_{50} se obtuvieron calculando los logaritmos de las concentraciones de las soluciones patrón, relacionados con el porcentaje de mortalidad (% mortalidad vs Log Concentración).

VI.IV. Determinación de la LC_{50} en mezclas de biocidas

Para la determinación de LC_{50} de las mezclas de cloruro férrico y sulfato de cobre se utilizaron soluciones preparadas de acuerdo a la metodología indicada en las pruebas individuales, considerando las siguientes concentraciones:

Cloruro Férrico: 0.001, 0.002, 0.003, 0.0031, 0.0035, 0.0038, 0.004, 0.0041, 0.0045 μ g/L.

Sulfato de Cobre: 0.001, 0.002, 0.003, 0.004, 0.005, 0.006, 0.007, 0.008, 0.009 μ g/L.

Estas concentraciones se eligieron con base a los valores de LC_{50} a 24h para cada compuesto en forma individual a partir de concentraciones subletales como

la mitad y un cuarto del valor de la LC_{50} ; $LC_{50}/2$ $LC_{50}/4$ de acuerdo a lo propuesto por Fernández-Alba et al 2002; Koutsafits y Aoyama 2007; y Gaete y Chávez 2008. Las mezclas se combinaron en proporción 1:1.

VI.V. Determinación del tipo de interacción

El tipo de interacción se determinó de acuerdo al modelo Proporción Sinérgica (PS) (Hewlett y Plackett, 1969) y Concentración Adición (CA) (Anderson y Weber, 1975).

Proporción Sinérgica (PS) se determinó mediante la relación:

$$PS = \frac{LC_{50} \text{ del elemento individualmente químico}}{LC_{50} \text{ de la mezcla}}$$

Donde $PS = 1$ indica aditividad, $PS < 1$ indica antagonismo, $PS > 1$ indica sinergia.

Concentración Adición (CA)

Este modelo asume que cuando dos tóxicos actúan de modo similar y se mezclan en cualquier proporción, estos se suman para dar la respuesta observada (Otitoloju, 2002). El valor de la LC_{50} estimada se obtiene sumando los valores de LC_{50} de los compuestos obtenidos experimentalmente de forma individual según su contribución en la mezcla de acuerdo a las proporciones probadas. Luego estos valores de LC_{50} estimados son divididos por los valores obtenidos experimentalmente de la mezcla binaria, para así determinar la clase de acción conjunta de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$CA = \frac{LC_{50} \text{ estimada}}{LC_{50} \text{ experimental de la mezcla}}$$

Donde $CA=1$ indica que el efecto es aditivo, $CA > 1$ que hay sinergia y $CA < 1$ que hay antagonismo.

VI.VI. Análisis Estadístico

Para el tratamiento de datos de los ensayos realizados tanto individual como para las mezclas, se diseñó una estructura de bloques constituido por seis niveles (cinco concentraciones con su respectivo control), elaborando cinco repeticiones para cada una y con una mortalidad prácticamente nula para los controles, este último dato ayuda a comprobar si el estrés al que se somete el organismo tiene un efecto apreciable. Con los resultados de mortalidad obtenidos para cada dilución se les aplicó el Teorema de Chebyshev ($\mu \pm 2*s$) para determinar los límites tanto inferiores como superiores y posteriormente determinar la relación entre los biocidas y el porcentaje de respuesta mediante el gráfico concentración-respuesta y adquirir la estimación de la LC_{50} .

Los valores de la LC_{50} -24h en cada uno de los bioensayos fueron calculados a través del análisis Probit (Finney, 1971) y del análisis de regresión polinomial (ecuación polinómica cúbica) $f(x) = y_0 = ax^3 + bx^2 + cx + d$ y (ecuación polinómica de cuarto grado) $f(x) = y_0 = ax^4 + bx^3 + cx^2 + dx + e$, modelos que representaron mejor el comportamiento de los datos. Para el primer experimento se calculó el parámetro tóxico de manera individual para cada compuesto haciendo uso del modelo regresión polinomial, para ambos biocidas se empleó la ecuación polinómica cúbica, mientras que para el análisis estadístico de mezclas se recurre al modelo de regresión polinomial realizando el ajuste de acuerdo con el comportamiento de datos, las ecuaciones utilizadas fueron; polinómica cúbica y polinómica de cuarto grado.

Donde (x) representa la concentración y (y) la mortalidad. Los resultados se expresan como la media $\pm z*\epsilon$ y la media $\pm 2*s$ (teorema de Tchebysheff) de 5 experimentos ($n=10$). Usando las curvas de concentración-respuesta y sus

intervalos de confianza (95%). Las gráficas se realizaron con el programa Sigma Plot (versión 11, SPSS Inc) y Microsoft Office Excel, 2007.

VII. RESULTADOS

VII.I Toxicidad aguda del Cloruro Férrico y Sulfato de Cobre

Los valores obtenidos en los ensayos de toxicidad aguda para determinar la LC_{50} en nauplios de *Artemia franciscana* durante 24 h, para cloruro férrico fueron de LC_{50} de 0.0030 $\mu\text{g/L}$ con 95% de confianza (LC 0.0029-0.0031) y para el sulfato de cobre el valor resultante correspondió a una LC_{50} 0.0048 $\mu\text{g/L}$ con un 95% de confianza. (LC 0.0034-0.0064). En la tabla 4 se muestra el resumen de los resultados de LC_{50} a 24 h así como sus límites de confianza de los compuestos cloruro férrico y sulfato de cobre.

Tabla 4. LC_{50} y límites de confianza de los compuestos cloruro férrico y sulfato de cobre de manera individual.

Compuesto individual	LC_{50}	Límites de Confianza
Cloruro férrico	0.0030 $\mu\text{g/L}$	(0.0029-0.0031)
Sulfato de cobre	0.0048 $\mu\text{g/L}$	(0.0034-0.0064)

Como podemos observar en los resultados para los compuestos cloruro férrico y sulfato de cobre actuando de manera individual, se tiene que el cloruro férrico presenta mayor toxicidad con respecto al sulfato de cobre.

En las figuras 7.1 y 7.2 se muestra la representación gráfica de los ensayos de toxicidad aguda para el cloruro férrico y el sulfato de cobre en nauplios de *Artemia franciscana* a 24 h para ellos se hizo uso del modelo de regresión.

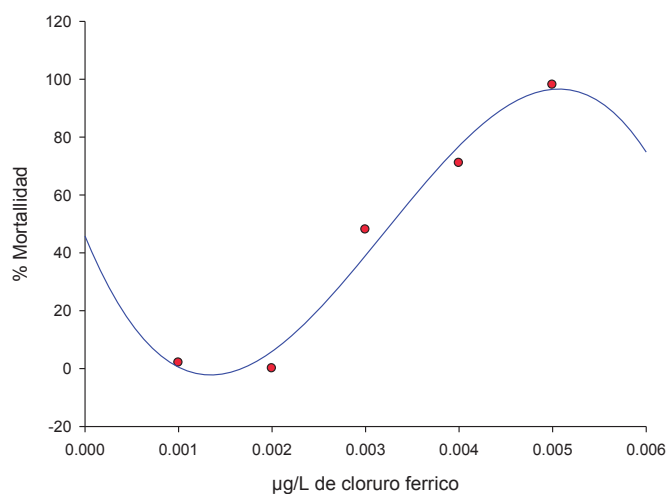


Figura 7.1. Logaritmo CL_{50} de 0.0030 $\mu\text{g/L}$ del Cloruro férrico en nauplios *Artemia franciscana* expuesta a concentraciones individuales.

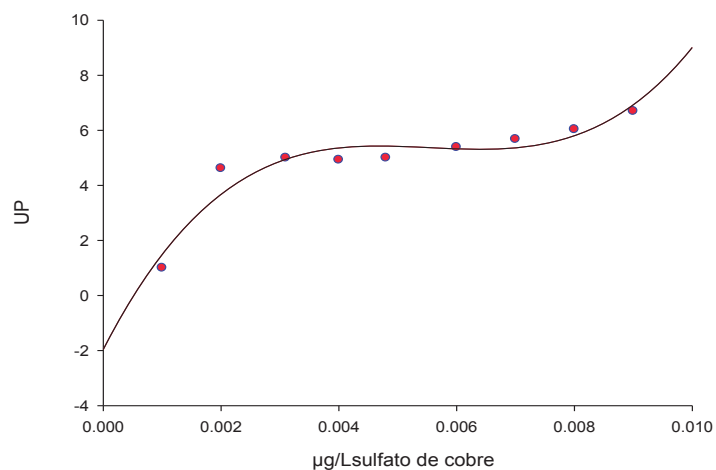


Figura 7.2. Logaritmo de la CL_{50} de 0.0048 $\mu\text{g/L}$ de Sulfato de cobre en nauplios *Artemia franciscana* expuesta a concentraciones individuales.

VII.II. Representación de la toxicidad en mezclas binarias, cloruro férrico y sulfato de cobre

Los resultados obtenidos de la exposición sobre nauplios de *Artemia franciscana* de 24 h advierten de la toxicidad que puede ocasionar tanto el cloruro férrico como el sulfato de cobre en combinación. Los datos resultantes de las mezclas correspondientes indican que en las proporciones 1:1, 1:2 y 2:1 que se llevaron a cabo con los compuestos cloruro férrico y sulfato de cobre ambos produjeron un efecto sinérgico. Las figuras 7.3, 7.4 y 7.5 muestran la toxicidad de los compuestos cloruro férrico y sulfato de cobre en las proporciones mencionadas, el tipo de interacción fue determinado de acuerdo con los modelos propuestos Proporción – Sinergia (PS) y Concentración-Adición (CA), tanto para el modelo proporción-sinergia como para el modelo de concentración-adición, los valores obtenidos fueron desde 1.25 a 6.36 siendo estos >1 .

La toxicidad de las mezclas en proporción 1:1 figura 7.3 muestra que el sulfato de cobre con una LC_{50-24h} de $0.0027 \mu\text{g/L}$ presenta una mayor toxicidad frente al cloruro férrico, resultando ser más tóxico este compuesto en mezcla que de forma individual. En cambio comparando la LC_{50-24h} del cloruro férrico de forma individual y la LC_{50-24h} obtenida en mezcla se muestra que es más tóxico de forma individual que en la mezcla pues en esta combinación se obtiene una LC_{50-24h} de $0.0035 \mu\text{g/L}$.

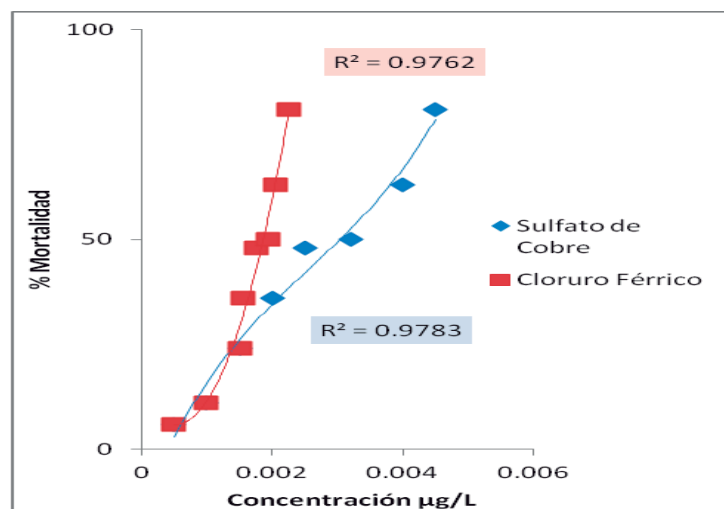


Figura 7.3. Toxicidad aguda (CL_{50}) de cloruro férrico 0.0035 µg/L (L.C. 0.0033-0.0035). Sulfato de cobre (CL_{50}) 0.0027 µg/L (L.C. 0.0026-0.0027) en la mezcla proporción 1:1

En la figura 7.4 se muestra la mezcla en proporción 1:2, donde se puede observar que la toxicidad del cloruro férrico se incrementa mostrando una LC_{50-24h} de 0.0013 µg/L, y llega a ser más tóxico que de manera individual, en tanto que el sulfato de cobre presenta una LC_{50-24h} de 0.0030 µg/L, con una mayor toxicidad en mezcla que de forma individual, es decir la toxicidad del sulfato de cobre se incrementa al aumentar la proporción del cloruro férrico.

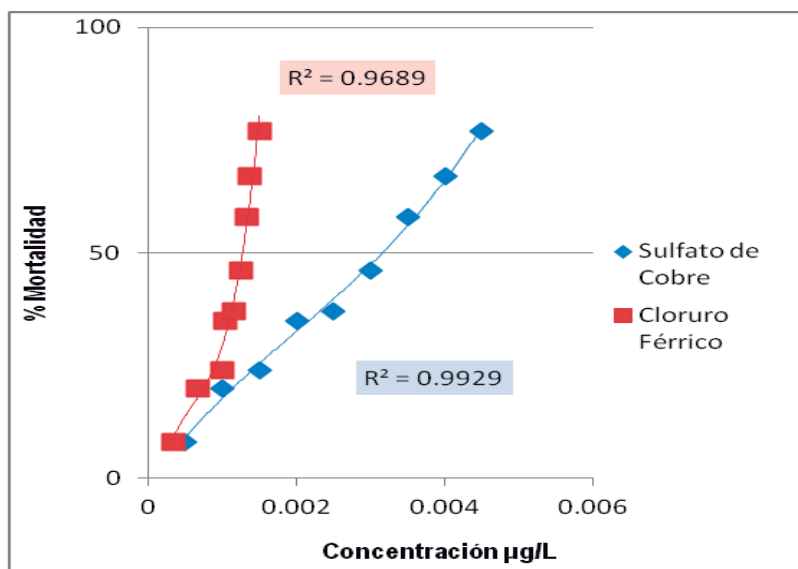


Figura 7.4. Toxicidad aguda (CL_{50}) de cloruro férrico 0.0013 µg/L. (L.C. 0.0012-0.0014). Sulfato de cobre (CL_{50}) 0.0030 µg/L (L.C. 0.0029-0.0032) en la mezcla proporción 1:2

En la mezcla 2:1 figura 7.5 muestra que al incrementar la proporción del sulfato de cobre la toxicidad del cloruro férrico se incrementa, presentando mayor toxicidad este último en mezcla que de manera individual, el cloruro férrico presenta un incremento de toxicidad en las proporciones 1:2 y 2:1 a excepción de la proporción 1:1, presentando en esta última una menor toxicidad que de manera individual, en tanto que el sulfato de cobre es más tóxico en todas las mezclas que individualmente.

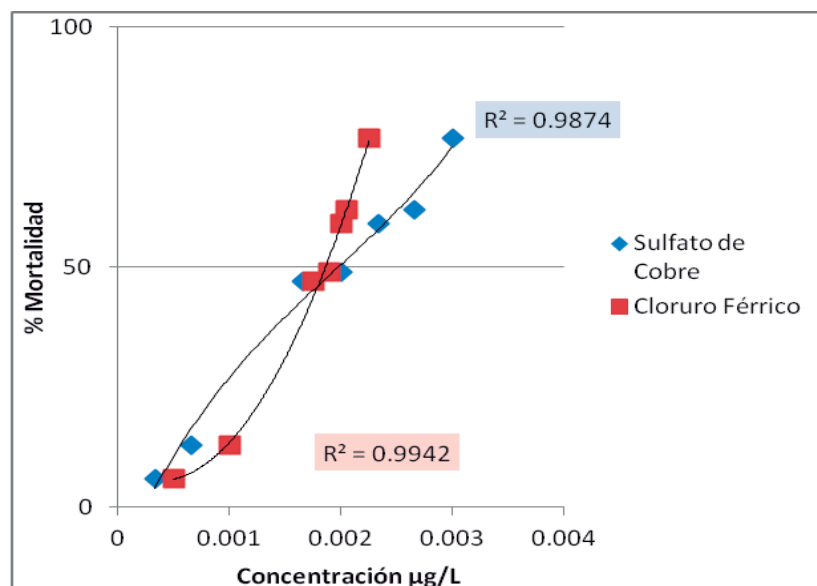


Figura 7.5. Toxicidad aguda (CL_{50}) de cloruro férrico 0.0016 µg/L (L.C. 0.0015-0.0018). Sulfato de cobre (CL_{50}) 0.0025 µg/L (L.C. 0.0024-0.0027) en la mezcla proporción 2:1

Para ambos compuestos en mezcla y en las distintas proporciones manejadas se muestra respectivamente que el aumento del efecto (% mortalidad) va en función con el incremento de la concentración.

Las figuras 7.3, 7.4 y 7.5 grafican las interacciones entre los compuestos cloruro férrico y sulfato de cobre en las proporciones 1:1, 1:2 y 2:1, el tipo de interacción fue determinado de acuerdo con los modelos Proporción-Sinergia (PS) y Concentración-Adición (CA). Para la determinación del tipo de interacción que se efectúa por parte del cloruro férrico se hizo uso de los modelos mencionados. En el primer modelo, proporción-sinergia, en ambas proporciones de las combinaciones el cloruro férrico presentó un cociente mayor a 1, determinando la interacción como sinérgica, de igual forma para el modelo concentración-adición los cocientes resultantes presentaron valores mayores a 1, determinando el tipo de interacción como sinérgica. En tanto que para el sulfato de cobre en el modelo proporción-sinergia los cocientes obtenidos fueron superiores a 1, resultando una interacción sinérgica, de igual forma en el modelo concentración-adición los cocientes valorados para cada proporción fueron superiores por mucho a 1 clasificándose al igual que el modelo anterior como una interacción sinérgica. De

tal modo que se puede observar que tanto el cloruro férrico como el sulfato de cobre presentan un efecto sinérgico, esto significa que cuando estos dos compuestos se combinan incrementan su toxicidad.

VII.III. Comparación del efecto causado por el cloruro férrico y sulfato de cobre

En las figuras 7.6, 7.7 y 7.8 se presentan los resultados de las proporciones 1:1, 1:2 y 2:1 de la combinación del cloruro férrico y sulfato de cobre

En la gráfica 7.6 observamos que el cloruro férrico en la proporción 1:1 la concentración 0.00175 µg/L provoca un 46% de mortalidad muy similar a la que causa de manera individual, teniendo que a la concentración de 0.0030 µg/L causa un efecto de un 48% de mortalidad, mientras que el sulfato de cobre de manera individual causa un 36% a la concentración de 0.004 µg/L y en esta misma proporción a la mitad de esta concentración ocasiona un porcentaje muy similar.

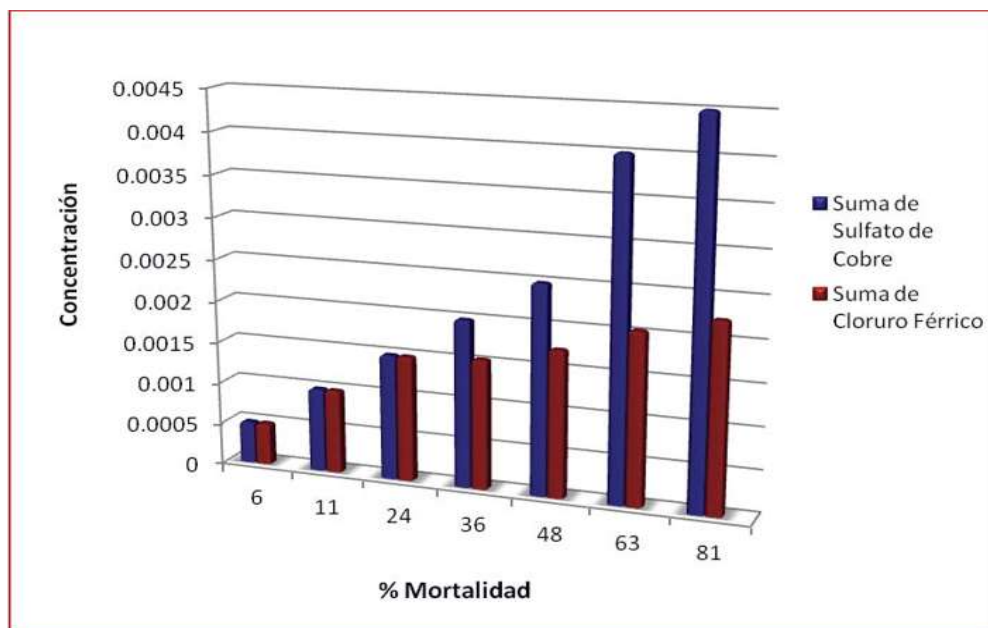


Figura 7.6. Comparación del efecto de los compuestos cloruro férrico y sulfato de cobre en la proporción 1:1

La proporción 1:2 representada en la figura 7.7 indica que el cloruro férrico a 0.00126 $\mu\text{g/L}$ incide en un 46% de mortalidad en el ensayo y comparándolo de manera individual presenta un efecto casi similar, lo cual es observado a la concentración de 0.003 $\mu\text{g/L}$ donde se expresa en un 48% muy cercano a la concentración de la proporción, en tanto que para el sulfato de cobre de forma individual la concentración 0.004 $\mu\text{g/L}$ produce una mortalidad del 36% muy similar a la que ocurre en proporción pues a la mitad de esta última concentración se provoca un efecto de un 35%.

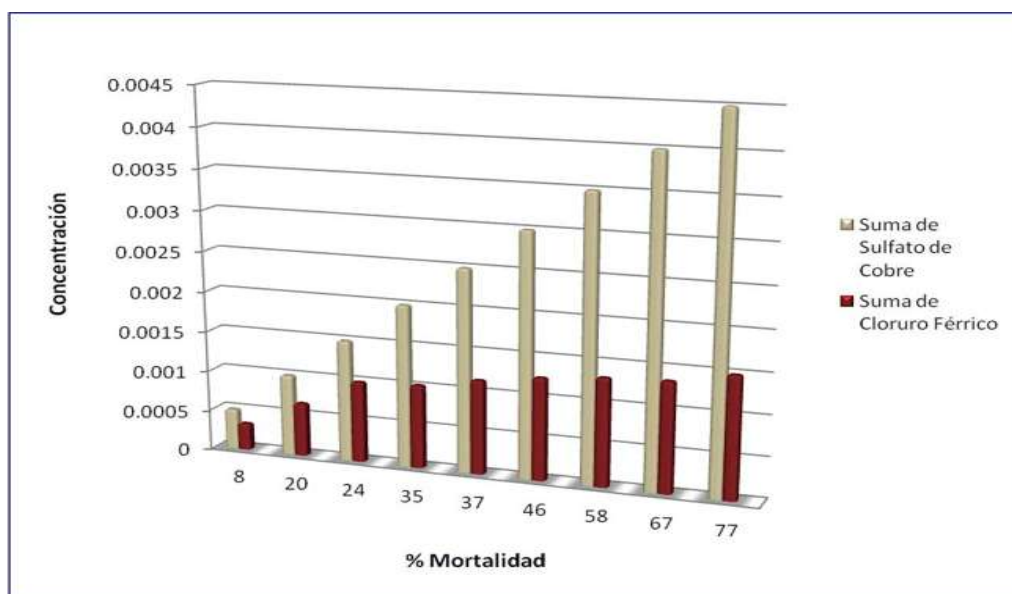


Figura 7.7. Comparación del efecto de los compuestos cloruro férrico y sulfato de cobre en la proporción 1:2.

Finalmente en la proporción 2:1 el cloruro férrico tiene un mayor efecto a menor concentración pues a 0.0019 $\mu\text{g/L}$ se provoca un 49% de mortalidad y de manera individual lo produce a la concentración de 0.003 $\mu\text{g/L}$ con una mortalidad del 48%, entre tanto el sulfato de cobre presenta un 62% en combinación a la concentración de 0.0026 $\mu\text{g/L}$, y de manera individual a una concentración de 0.005 $\mu\text{g/L}$ el resultado es de un 63% de mortalidad.

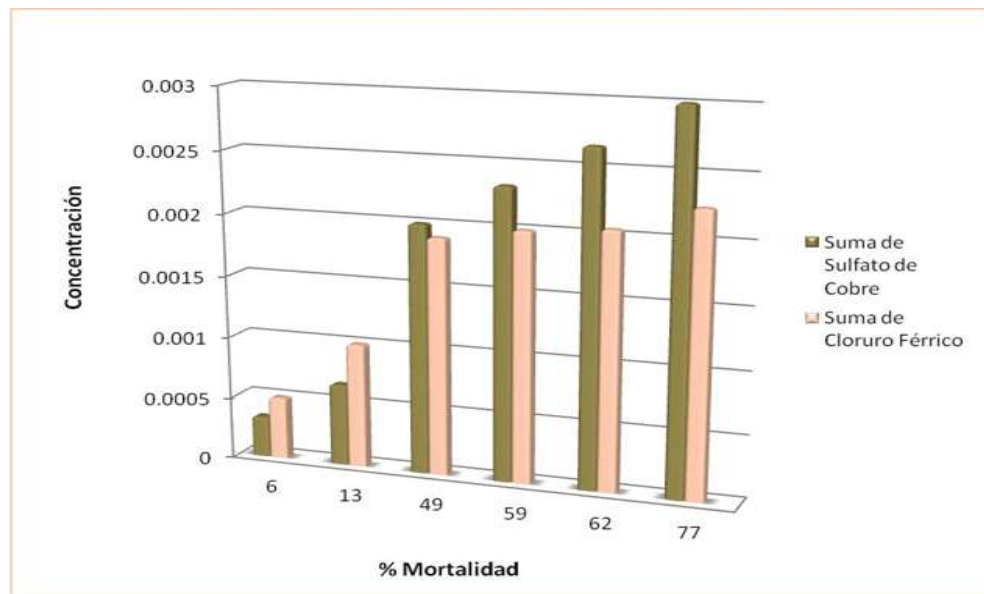


Figura 7.8. Comparación del efecto de los compuestos cloruro férrico y sulfato de cobre en la proporción 2:1

VIII. DISCUSIÓN

En el presente estudio se evaluó la toxicidad del cloruro férrico y sulfato de cobre tanto de manera individual como la combinación de ambos compuestos; para poder comprender el riesgo ambiental que producen ambos compuestos se recurre a la clasificación de toxicidad aguda propuesta por la EPA (tabla 6) y en ella se incluyen: a) Clase I. Todos aquellos compuestos que presentan una LC_{50} inferior a 1 mg/L; b) Clase II. La LC_{50} obtenida se encuentra entre 1 y 10 mg/L, y c) Clase III. La LC_{50} se ubica en el intervalo de 10 a 100 mg/L.

Tabla. 5. Clasificación de la toxicidad aguda establecida por la EPA.

Toxicidad Aguda LC_{50} mg/L	Clasificación / Categoría
≤ 1	Categoría I: Sustancias muy tóxicas para el ambiente acuático
1 – 10	Categoría II: Sustancias tóxicas para el ambiente acuático.
1 – 100	Categoría III: Sustancias peligrosas para el ambiente acuático.
≥ 100	Categoría IV: Se consideran sustancias no tóxicas.

(EPA, actualizada 5 de abril, 2007).

De acuerdo con esta clasificación podemos determinar que tanto el cloruro férrico como el sulfato de cobre están dentro de la clase 1, es decir presentan una LC_{50} que les sitúa entre sustancias muy tóxicas, teniendo como respuesta efectos altamente tóxicos y llevando a un riesgo ambiental tanto al ecosistema acuático como a la cadena trófica. De la misma forma cuando el cloruro férrico y el sulfato de cobre fueron combinados, la interacción sinérgica que se produjo, puede provocar daños perjudiciales para las poblaciones acuáticas.

Entre las normas que son establecidas para el control de la eliminación de biocidas fijan límites para evitar riesgos en organismos. La OPS, la EPA y la OMS hacen una recopilación de estándares para el hierro sin hacer mención de los bioindicadores utilizados, el límite que exponen es de 0.2 mg/L a 0.3 mg/L, y en algunos países estos límites no son respetados y sobrepasan al considerar como permisible 0.7mg/L. La EPA lo clasifica como contaminante secundario. La Norma Oficial Mexicana (NOM-001-SEMARNAT-1996), establece que los límites máximos permisibles del cobre en las descargas de aguas residuales y para aguas costeras (sin especificar al bioindicador) es 2 a 4 mg/L (DOF, 1996). Este intervalo es mayor a la concentración que provocó la mortalidad del 50% de los nauplios I de *Artemia* en el actual estudio. Este dato es relevante ya que para este bioindicador concentraciones como las marcadas en la NOM-001-SEMARNAT pueden poner en riesgo a las poblaciones de *Artemia* (Trujillo, 2012).

La toxicidad obtenida por los diferentes autores puede deberse a las diferentes especies que utilizaron y que fueron expuestas a características fisicoquímicas diversas (temperatura, alcalinidad, salinidad y dureza). Los distintos estudios mencionados manifiestan el grado de toxicidad que puede causar el hierro. El estudio realizado por Biesinger y Christensen, en 1972 reportan una LC_{50} 4.38 mg/L del cloruro férrico en *Daphnia magna*, concentraciones mayores a las obtenidas en el actual estudio que fue una LC_{50-24h} de 0.0030 μ g/L en *Artemia franciscana*. Randall *et al.* 1999 realizaron el estudio en *Daphnia* observándose efectos a una concentración de 4.5 mg/L superior a la alcanzada en el presente estudio. Martin y Holdich 1986 en su trabajo toman como bioindicador a *Crangonyx pseudogracilis* con Fe^{3+} la LC_{50} que obtuvieron fue de 120 mg/L, desarrollaron también otro estudio de este mismo elemento en *Asellus aquaticus* con una LC_{50} de 124 mg/L. Doudoroff y Katz, 1953 hace uso del cloruro férrico en anguilas la duración de la prueba fue de 50 horas para obtener una LC_{50} de 4.3 mg/L.

Dinnel *et al.* 1983 reportaron concentraciones bajas de sulfato de cobre que causaron efectos en *Strongylocentrotus franciscana* con una LC_{50} 1.9 ppb. Se han

obtenido una $LC_{50(24h)}$ de 660.5 ppb en *Artemesia Longinaris* observando que existe un aumento de sensibilidad de las larvas al medio tóxico pues $LC_{50(72h)}$ fue 212.3 ppb, estudió elaborado por Scelzo *et al.* 1997. Valores de $LC_{50(96h)}$ 0,546 $mg.l^{-1}$ Cu^{2+} se obtuvieron para postlarvas de *Cryphiops Caementarius* por Mendoza *et al.* 2007.

Gaete y Chávez 2008 elaboraron estudios de toxicidad aguda con cobre sobre *Daphnia magna* y *D. pulex* la LC_{50-24h} está considerada en el intervalo de 1.0 a 5.2 $\mu g/L$, Kokkali *et al.* 2011 reportaron un valor de LC_{50} de 19.5 mg/L en *A. salina*. En tanto que Hee *et al.* 2005 reportan 4 $\mu g/L$ y 12 $\mu g/L$ para agua suave y agua dura, respectivamente. En este trabajo se obtuvo una LC_{50-24h} de 0.0048 $\mu g/L$ para nauplios I de *Artemia franciscana*. Sin embargo la toxicidad aguda del sulfato de cobre difiere grandemente de acuerdo al nivel trófico del organismo y al estadio de su ciclo de vida (Department of Energy, 1987).

Para ambos compuestos de interés se demuestra que la tasa de mortalidad va en relación directa con el aumento de la concentración

VIII.I Toxicidad para las mezclas químicas

Para tener el conocimiento de los efectos de contaminantes químicos sobre los sistemas acuáticos se deben de tomar en consideración la acción que provocan estos en conjunto. En este sentido, los resultados de este estudio indican que las diversas mezclas de los agentes químicos como el cloruro férrico y el sulfato de cobre con LC_{50} de 0.0035 $\mu g/L$ y 0.0027 $\mu g/L$ en proporción 1:1, LC_{50} de 0.0030 $\mu g/L$ y 0.0012, en proporción 1:2 y una LC_{50} de 0.0016 $\mu g/L$ y 0.0025 $\mu g/L$ respectivamente para el cloruro férrico y sulfato de cobre causaron efectos tóxicos sobre *A. franciscana* superiores a los productos individuales. Esta respuesta se considera como interacción sinérgica.

En estudios previos se observó que en la mezcla Zn:Cu, el cobre ejerce un efecto sinérgico sobre el zinc al aumentar su proporción en la mezcla; en tanto que el zinc provoca un efecto antagónico cuando está en alto porcentaje en la mezcla

(Gaete y Chávez, 2008). Por su parte, Parrott y Sprague (1993) notaron mayor alteración de la estructura del ADN y proteínas en el pez carpita cabezona (*Pimephales promelas*; Rafinesque, 1820) provocadas por el cobre y zinc individualmente, que cuando estos metales estaban en mezcla. Utgikar *et al.* (2004) describieron una interacción sinérgica entre el zinc y el cobre sobre *Vibrio fischeri*, el cual es atribuible al cobre principalmente. Asimismo, Khangarot *et al.* (1982) observaron el efecto sinérgico entre estos metales en igual proporción sobre el caracol de agua dulce (*Lymnaea acuminata*). Genter y Lehman (2000) encontraron en sus estudios sobre una comunidad de diatomeas concentraciones de cobre de 97µg/L, existiendo una disminución de la riqueza de diatomeas, atribuyendo un efecto sinérgico del cobre con el arsénico. Así mismo se encontraron efectos sinérgicos en las combinaciones binarias de As, Cu y Cd en el copépodo *Tigriopus brevicornis* (Müller *et al.*, 1776) Estas diferencias podrían ser atribuibles a las distintas sensibilidades y características fisiológicas entre los organismos.

El efecto sinérgico comúnmente esta dado entre mezclas de sustancias de la misma naturaleza; sin embargo, la evidencia es limitada en mezclas de compuestos con propiedades distintas (Trujillo, 2012). Además, los metales no sólo interactúan entre ellos, sino que su toxicidad también depende de los factores ambientales que afectan su especiación como el pH la salinidad y los niveles materia orgánica disuelta (Witters *et al.*, 1998; Fernández y Beiras, 2001).

Es difícil establecer comparaciones entre la interacción del cloruro férrico y el sulfato de cobre con otros estudios que utilicen el mismo bioindicador; ya que las investigaciones previas relacionadas con estas mezclas son limitadas. Esto llama la atención dado que ambos compuestos son ampliamente utilizados en tratamientos de aguas acuicultura.

IX. CONCLUSIONES

De acuerdo con los resultados obtenidos en el presente estudio, podemos concluir que tanto la toxicidad de manera individual del cloruro férrico como del sulfato de cobre sobre *Artemia franciscana*, causaron efectos negativos que repercuten en la biota. Además las combinaciones de ambos compuestos llegan a producir una toxicidad con interacción sinérgica, provocando elevados riesgos en los sistemas acuáticos.

Con este estudio, se plantea la necesidad de que los límites tomados como permisibles para ambos compuestos sean valorados nuevamente con la finalidad de proponer límites más estrechos, para que de esta manera se puedan evitar riesgos posteriores.

X. RECOMENDACIONES

Las recomendaciones que se pueden establecer para disminuir el grado de toxicidad, y este tipo de impactos sinérgicos, se basarían en realizar un estudio comparativo a nivel toxicológico de los diferentes tipos posibles de compuestos que se podrían aplicar en cada fase del tratamiento de aguas con el fin de valorar compuestos con menos riesgo e impacto, en el caso del cloruro férrico sería oportuna la valoración de alguna otra sal como el sulfato de aluminio, y en el caso del cobre el uso del carbón activado u ozono.

XI. BIBLIOGRAFIA

A

Abatzopoulos Th., Beardmore J.A., Clegg J.S., y Sorgeloos P. 2002. Biología de organismos acuáticos-*Artemia* biología básica y aplicada, *Artemia* morfología y estructura, Holanda. 40: 1-28.

Aguado, J.A. 2010. A la búsqueda de sinergias amenazantes. Departamento de Química Analítica e Ingeniería Química. Universidad de Alcalá. Departamento de Biología de la Universidad de Madrid.17: 1-5.

Alarcón, S. 2003. Determinación de elementos traza (Cd, Cu, Ni, Hg, y As) en agua de mar y sedimento de la bahía de Puerto Montt, año 2002. Tesis de licenciatura, Escuela de Bioquímica, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Chile, Santiago 57p.

Álvarez A.L.F.2005.Metodología para la evaluación de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de los recursos hidrobiológicos. Instituto Alexander Von Humboldt. Medellín. 139 p

Anadon, A., Muñoz, M., y J. Ortiz. 1984. Acumulación tisular de Zinc, Plomo, Cobre, Hierro y Cromo en Truchas de Río, *Salmo trutta fario*. Acción ecotoxicológica. An. INIA/ Ser. Ganadera.

Anderson, P.D., y Weber, L.J. La toxicidad de mezclas que contienen metales pesados sobre las poblaciones acuáticas. En:Proceeding of the International Conference on Heavy metal in the Environment Studies, Universidad de Toronto. 933-953 p.1975

ATSDR. 2002. Perfiles toxicológicos de cobre (*draft for public comment*). Atlanta, GA, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency

for Toxic Substances and Disease Registry (Subcontract No. ATSDR-205-1999-00024).

ATSDR.2004. Resúmenes de Salud Pública Cobre. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (ATSDR). 2004. Reseña Toxicológica del Cobre (en inglés). Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública

Aurazo, D. Z.M. 2005. Aspectos Biológicos de la Calidad del Agua. Capítulo II.

B

Banks, K., Turner, P., Wood, S., y Mathews, C. 2005. Aumento de la toxicidad en *Ceriodaphnia dubia* con mezclas de atrazina y diazoan en concentraciones ambientales Ecotoxicología y Seguridad ambiental, 60: 28-36.

Barenechea, A.M. 2010. Aspectos fisicoquímicos de la calidad del agua. 1: 23-40.

Bartolomé, C.M.C. 2005. Valoración de riesgo toxicológico sobre larvas de Artemia de desinfectantes utilizados en torres de refrigeración. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid. Madrid, España.185p.

Bartolomé, C.M.C., Sánchez-Fortún, R.S. 2007.Valoración de la toxicidad aguda de biocidas utilizados en ambientes de la vida privada y salud pública sobre Artemia franciscana. 3(1): 90-97.

Bass, J., Stefanowicz, A.M., Klimek, B., Ryszard, L.I, y Kooijman, S. 2009. Modelo-bases diseño experimental para evaluación de efectos con mezclas químicas. Universidad of Amsterdam. Amsterdam,Holanda. 158: 115-120.

Becerril, B.M.I.J.E. 2009. Contaminantes Emergentes en el agua.Instituto ingeniería UNAM. 10(8): 2-6.

Beisinger, K.E., Christensen, G.M., y Fiat, J.T. 1986. Efectos de mezclas de sales metálicas en la reproducción de Daphnia magna. Ecotoxicología y Seguridad ambiental, 1: 110-112.

Berón, F., Idrobo, J., y Latorre, J. 2004. Optimización del funcionamiento de plantas de potabilización de agua mediante la utilización de cloruro férrico. Seminario Internacional: Visión Integral en el Mejoramiento de la Calidad del Agua. Instituto Cinara.

Bradby, J. 2006. Coagulación y floculación en el tratamiento de aguas residuales y aguas. IWA Publishing. ISBN:184-33-910-66.

Brandl, H. 2005. Metales pesados en el ambiente: Origen, interacción y Remediación. 64 (4): 1237-1241.

Bryan, G.W., Y Langston, W.J. 199. Biodisponibilidad, acumulación y efectos de los metales pesados en sedimentos con referencia especial en estuarios de Reino Unido. Amb.Contm. 76: 89-131.

Buchanan. S.D., y Diseker, R.A., Sinks T., Olson, D.R., Daniel, J., y Flodman, T. 1999. Cobre en aguas potables Int J Occup Amb. Salud, 5: 256-261.

C

Cárdenas, A.L. 2000. Tratamiento de agua coagulación y floculación, evaluación de plantas y desarrollo tecnológico. SEDAPAL.

Carrera, E., y Vaira, S. 2009. Cloruro Férrico para la coagulación optimizada y remoción de enteroparásitos en agua. Asociación de universidades grupo Montevideo. 1: 18-26.

Carvalho, C.S., y Fernandes, M.N. 2006. Efecto de temperatura sobre la toxicidad de cobre en el pez *Prochilodus scrofa* y respuestas hematológica a bajos y elevados pH. *Aquacultura*, 251: 109–17.

Castro, M.J, Castro, B.T, Hernández-Hernández, H.L. 2010. Effect of salinity on growth and survival in *Artemia franciscana* (Anostraca Artemiidae) populations from México Pacific coast, Laboratorio Alimento Vivo, México. 199-201.

Castro, M.J., Castro, B.T., y Arredondo, F.J.L. 2009. La salinidad y su efecto en la reproducción del crustáceo *Artemia sp.* 73: 5-15.

CEPIS Y OPS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales y Organización Panamericana de Salud). Guía para el mejoramiento de la calidad del agua a nivel casero. Lima, Perú. 5-167p.

Chow, C., Fabris, R., y Drikas, M. 2004. Una técnica de fraccionamiento rápido para caracterizar la materia orgánica natural para la optimización de los procesos de tratamiento de agua. *Journal of Water Supply: Research and Technology AQUA*, 53(2): 85-92.

CIDECALLI. 2006. Calidad y normatividad del agua para consumo. www.pnuma.org/reclnat/esp/documentos/caps.pdf.

CIV .1972. Convenio sobre la prevención de la contaminación del mar por vertimiento de desechos y otras materias. Londres.

CONAGUA. 2007. Manual de agua potable alcantarillado y saneamiento, diseño de plantas potabilizadoras tipo de tecnología simplificada, descripción de procesos de tratamiento. Cap.6. 101-116p. www.cna.gob.mx citada en junio 2012.

Corkal, D. 2002. Copper treatments for dougouts. Agriculture and Agri-food Canada. Water Quality Matters: 1-6.

Crespo, E.J., y Baessolo, A.L. 2002. Biogeografía y taxonomía del género *Artemia* (Crustacéa, Anostraca) en Chile. 1(4): 17-2.

D

Dafforn, K.A., Lewis, J.A., y Johnston, E.L. 2011. Estrategias antifouling: Historia y regulación. Impactos ecológicos y mitigación. Boletín Contaminación Marina. 62: 453-465.

Davis, M.L., y Masten, S.J. 2005. Ingeniería y ciencias ambientales. Tratamiento del agua. McGraw-Hill/Interamericana Ed. 760 p.

De la Peña, D.T.E., y Gómez, C.M.E. 2004. Introducción a la evaluación del riesgo de las sustancias químicas. Jornadas AETOX-SESA. Tox. Amb. Celebradas CENAMACAM. Sangonera, Murcia.

De Schamphelaere, K.A.C., Janssen, C.R. 2004. Efectos de la exposición crónica cobre en la dieta en el crecimiento y la reproducción en *Daphnia magna*. Amb.Tox y Quím. 23(8): 2038 - 2047.

Department of Energy, USA. 1987. Respuestas fisiológicas de organismos marinos al estrés ambiental. Dorigan, J.V. F.L. Harrison (eds). DOE/ER-0317: 501p.

Detlef, R.U., Knappe, R.C., Belk. Detección de algas y estrategias para plantas de tratamiento de agua potable. American water works association. EUA. 466p

Doménech, J. 2003. Depuración y Potabilización del Agua. Diplomado en ingeniería y gestión medio ambiental. 22(8): 315 -136.

Doudoroff, P., y Katz M. 1953. Revisión crítica de la literatura sobre la toxicidad de los residuos industriales y sus componentes a los peces. II. Los metales, como sales. De aguas residuales y desechos industriales 25(7): 802-839.

E

Eddy e Franser En pruebas in vitro para el papel ionorregulador de moco arco iris trucha en ácido, el ácido / aluminio y zinc toxicidad.

Eikerbrokk, J.T., Osterhus, S.W. 2006. Tratamiento de agua mejorada. Aspectos operativos de estado y optimización. 107: 18-19.

Eisler, R. 2000. Manual para la Evaluación de Riesgos Químicos. Salud, Peligroso para personas.

Encina, F., y Díaz. O. 2001. Contaminación, estimación del riesgo ecológico y protección Asociado de algas bentónicas marinas. En: Sustentabilidad Ambiental. Universidad de Concepción. K.Alveal & Antezana ed. 530 p.

EPA. 1986. Directrices para los riesgos de salud, evaluación de mezclas químicas. registro Federal. 51 (185).34014-34025.

EPA. 2000. Estandares del Reglamento Nacional Primario del Agua Potable. Boletín en línea consultado el 2012.

F

Fariñas, M. 2002. Nuevos sistemas de tratamiento en la reutilización de aguas depuradas. Tecnoambiente. 33-42.

Fernández, N., y Beiras, R., 2001, Toxicidad de mezclas del mercurio disuelto, cobre, plomo y el cadmio en embriogénesis y el crecimiento inicial de las larvas del *lividus Paracentrotus*. Ecotoxicología., 10: 263-271.

Fernández-Alba A.R., Hernando, M.D., Piedra, L., y Chisti, Y. 2002. Evaluación de la toxicidad de los biocidas antiincrustantes individual y en mezclas, medido con bioensayos de toxicidad aguda. Acta analytica Quim. 456: 303-312.

Ferrer, A. 2003. Intoxicación por metales unidad de toxicología clínica, hospital clínico universitario, Zaragoza. 26(1): 141-153.

Flores, J. S., Lopez, M., y Albert L. A. 1995. La contaminación y sus efectos en la salud y el ambiente México, D. F., Centro de Ecología y Desarrollo. 261 p.

Forrellat, B.M., Gautier, H.D.G., Delgado, N.F. 2000. Metabolismo del Hierro. Rev.Cub.Hematol.Inmunol.16(3): 149-160.

Fuentes, X., Castineiras, M., y Queraltó, J. 1998. Bioquímica clínica y patología molecular. 2da. Edición. Barcelona, España. Reveté ed.

G

Gaete, H., y Chávez, C. 2008. Evaluación de la toxicidad de mezclas binarias de cobre, cinc y arsénico sobre *Daphnia obtusa* (Kurz, 1874) (Cladócera, Crustacea). Asociación Ibérica de Limnología. 27(1): 1-10.

Gaete, H., y Paredes, K. 1996. Toxicidad de mezclas de contaminantes químicos sobre el Cladócero *Daphnia magna*. Rev. Int. Contam. Ambient. 12(1): 23-28.

Gerhardt, A. 1992. Efectos de dosis subagudas de hierro (Fe) en *Leptophlebia marginata*. Insecta: Ephemeroptera. Freshw. Biol. 27: 79-84.

Giraud-Billoud., Clement, M., y Castro, V. 2010. Bioindicadores de la contaminación del agua. Jornadas de Investigación.

Glynn y Heinke. 1999. Ingeniería Ambiental, Prentice Hall, 2da. Edición. México.

Guía de Canada. Environment Canada. Modificada 2010-12-07. Water Quality. www.canada.gc.ca

H

Handy, R.D. 2003. Efectos crónicos a exposiciones de cobre contra la toxicidad del sistema endocrino. Comp. Bioquim. Fisiol. 135: 25-28.

Hannson, T. 1981. Efectos de agua tratada residuos municipales en el metabolismo hepático de 4-androsteno 3,17-dione en trucha arcoiris, *Salmo gairdneri*. En Pickering. Estrés y peces. Academic Press. 339 p.

Heath, A.G. 1991. Efecto del cobre en las respuestas transmitidas por el agua physiological de agallas azules (*Lepomis macrochirus*) al estrés hipóxico agudo y la recuperación posterior. Comp. Biochem. Physiol. 100: 559-564.

Hernández E.A. 2010. Importancia del Agua para los Seres Vivos. Elemental Watson "la" revista, Biología Cátedra. 1: 8.

Hewlett, P., y Plackett, S. 1969. Una teoría unificada para las respuestas cuánticos en mezclas de drogas. Acción no interactiva. Biometrica. 15: 591-610.

Hilleboe, H.E. 1995. Control de olores y sabores. Manual de tratamiento de aguas. Cap. II. Limusa ed. México. 40 p.

Hirabayashi, T., Murayama, T., y Shimizu, T. 2004. Mecanismo de regulación y fisiológico papel de la fosfolipasa A2 citosólica. Biol Pharm Bull, 8: 1168-1173.

J

Jackson, B.P., Lasier, P.J., Millar, W.P., Winger, P.W. 2000. Efectos de calico, magnesio, y sodio en el alivio de la toxicidad del cadmio en *Hyaella azteca*. Boletín de contaminación ambiental y toxicología. 64: 279-286.

Jiménez B.E.C. 2002. La contaminación ambiental en México; Limusa ed.

Jurado González, J.A., 2003. Metodología analítica para el análisis de cadmio en agua de mar por AdCSV-Distribución y comportamiento biogeoquímico de metales pesados en ecosistemas costeros singulares del golfo de Cádiz: Ría de Huelva y Bahía de Cádiz. Tesis doctoral, Universidad de Cádiz Karadede, H., Ünlü

K

KEMI. 2010. Swedish Chemicals Agency. http://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/PM/PM3_10.pdf.

Consultado en mayo 2012.

Khengarot, B., y Rathore, R. 2003. Efectos del cobre en la respiración, reproducción y algunos parámetros bioquímicos de la pulga de agua *Daphnia magna*. Bol. Amb. Contam. Toxicol. 70: 112-117.

Khangerot, B.S., Mathur, S., y Durve, V.S. 1982. Toxicidad comparativa de metales pesados e interacción de metales en pulmones de caracol de agua dulce, *Lymnaea acuminata*. L. Acta Hydroquím. Hydrobiol. 10(4): 367-375.

Komjarova, I., y Blust, R. 2008. Múltiples interacciones entre los metales Cd, Cu, Ni, Pb y Zn en pulga de agua *Daphnia magna*, un experimento estable. Universidad de Amberes, Groenenborgerloan. 90: 138.144.

Koutsafits, A., y Aoyama, I. 2007. La toxicidad de los biocidas antiincrustantes y sus mezclas en el camarón de salmuera *Artemia Salina*. Ciencias del medio ambiente. 387: 166-174.

L

Lartiges, B.S., Bottero, J.Y., Derrendinger, L.S., Humbert, B., Tekely, P., y Suty, H. 1997. Floculación de sílice coloidal con aluminio: An 27 estados sólidos NMR investigación. *Langmuir* 13(2): 147-152.

Lozano, M.C., González, J.F y Moreno, C.A. 2003. Exposición al cobre a base de agua en blanco.

M

Macklin, M.G., Brewer, P.A., Hudson-Edwards, K.A., Bird, G., Coulthard, T. J., Dennis, I.A., Lecchler, P.J., Miller, J.R., y Turner, J.N. 2006. Un enfoque geomorfológico a la gestión de ríos contaminados por la minería metálica. *Geomorfología*. 79: 423-447.

Manahan, S.E. 2000. Química del ambiente, edición italiana a cura di Ielio zoccolillo,. Roma, Italia.: Piccin ed. 610p

Markich, S.J., Brown, P., Battey, G.E., Apte, S.C., y Stauber, J.L. 2001. La incorporación de especiación de metales y biodisponibilidad en las guías de calidad del agua para proteger ecosistemas acuáticos. *Australasian Diario de Ecotoxicología*. 7: 109-122.

Márquez, A., Senior, W., Martínez, G. 2000. Concentraciones y comportamiento de metales pesados en una zona estuaria de Venezuela. 25 (006): 284-291.

Mazon, A.F., Cerquira, C.C.C., y Fernández, M.N. 2002. Cambios celulares en branquias inducidos por la exposición al cobre en peces tropicales de agua dulce *Prochilodus scrofa* en el sur americano. Environ. Res. A 88: 52-63.

Melo, V., Cuamatzi, O. 2007. Bioquímica de los procesos metabólicos. 2da. Edición. Reverté ed.

Meyer, B.N., Ferrigni, N.R., Putman, J.E., Jacobsen, L.B., Nichols, D.E., y McLaughlin, J.L. 1982. Artemia un bioensayo conveniente general de los componentes activos de plantas. Planta Med. 45: 31-34.

Minotti, M.L., Pellerano, R.G., Vazquez, F.A. 2005. Ejemplo de fraccionamiento. Hierro en aguas del río Paraná. Comunicaciones Científicas y Tecnológicas. E-015: 4.

Mlandenka, P., Hrdina, R., Hubl, M., Simunek, T. 2005 El destino de hierro en el organismo y sus vías reguladoras. Facultad de Farmacia. Departamento de Farmacología, Hradec Králové, República Checa. 48(3-4): 127-135.

Moraes, R. 2002. Un procedimiento para la evaluación de los riesgos ecológicos niveles (PETAR). Departamento de análisis de sistemas ambientales. Chalmers Universidad de Tecnología Göteborg, Suiza.

Muller, P.A.J., y Klomp, L.W.J. 2009. ATOX1: Una novela de cobre - Factor transcripción sensible en los mamíferos. Int J Bioquím celular.B. 41: 1233-1236.

Murra, G., Moscatello, S., y Illias, K. 2006. Los datos morfológicos y moleculares revelan la presencia de la especie invasora *Artemia franciscana* en Margherita di Savoia Salterns. Italia. 91: 539-554.

N

Naja, G.M., y Volesky, B. 2010. Tratamiento de efluentes que contienen metales: Extracción y recuperación. En: LK Wang, Chen JP, Hung YT, Shammas NK, editores. manual de metales pesados en el ambiente, Boca Raton FL, TAYLOR y FRANCIS. Med, 26: 268-298.

Nawaz, M., Manzl, C., Lacher, V., y Krumschnabel, G. 2006. Cobre inducida por la estimulación de señal extracelular-quinasa regulada en hepatocitos de truchas: el papel del oxígeno reactivo especies, Ca^{2+} , y de la energética celular y el impacto de la señal extracelular-quinasa regulada señalización de la apoptosis y la necrosis. Toxicol Sci, 92: 464-475.

Nebel, B.J., Wright, R.T. 1999. Ciencias Ambientales: ecología y desarrollo sostenible. 6ª. Ed. Prentice-Hall ed. México. 698p.

O

OMS. 2003. Hierro en el agua potable. Documento de referencia para la elaboración de las guías OMS para la calidad del agua potable Ginebra, Suiza. (WHO/SDE/WSH/0304/8).

ONU. 2003. Decenio internacional para la acción. El agua fuente de vida.

OPS (Organización Panamericana de la Salud). 2002. Operación de mantenimiento de plantas de tratamiento de aguas. Manual de capacitación. Lima, Perú. Publicación financiada por la EPA. 494-495 p.

Orellana. J.A. 2005. Conducción de las aguas. Ingeniería Sanitaria UTN-FRRO. 7: 1-36.

Osborn, S. 2001. El impacto humano sobre el mar. Es: biología marina un enfoque ecológico. Nibakken.

OXY (Occidental Química Chile limitada). 2000. Manual Cloruro Férrico. 41p.

P

Pane, E.F.C., Smith, J.C., Mcgeer, C., y Wood C. 2003. Mecanismos de toxicidad aguda y crónica níquel transmitidas por el agua en el agua dulce Cladoceran *Daphnia magna*. Environ. Sci Technol. 37: 4382- 4389.

Pellerano, R.G., Ortega, B.P., Vazquez, F.A., y Molina, D.A. 2002. Especificación de hierro utilizando técnicas de espectrofotometría en fase sólida y análisis en flujo continuo. España. 4: 3-2.

Pequeux, A. 1995. Regulación osmótica en crustáceos. Jornadas biología de crustáceos.15: 1-60.

Pereal, J., y Doménech X. 2006. Química Ambiental de Sistemas Terrestres,.

Pernitsky, D.J, Y Edzwald, J.K. 2006. Selección de coagulantes alumbre y polialuminio: principios y aplicaciones. Diario de Abastecimiento de Agua: Investigación y Tecnología AQUA. 55(2): 121-141.

Persoone, G. y Sorgeloost, P. 1980. *Artemia* aspectos generales de la ecología y biogeografía de *Artemia* Bélgica. 3: 3-24.

Peuranen, S., Vuorinen, J.P., Vuorinen, M., y Arto, H. 1994. Los efectos del hierro, ácidos húmicos y bajo pH en las branquias y la fisiología de (*Salmo Trutta*). Helsinki Finlandia. Juego finlandesa y Inst. Invst.Pesqueras.31: 389-396.

Phippen, B., Hovarth C., Nordin R., y Nagpal N. 2008. Guías ambientales de calidad del agua para el hierro. Ministerio de Medio Ambiente provincia de British Columbia. La Ciencia y la Subdivisión de Información sobre el Agua.

Pimentel, D. 1971. Efectos ecológicos de los plaguicidas sobre las especies no-objetivo. Oficina del Presidente de Ciencias y Tecnología. Washington, DC. Oficina de Impresión del Gobierno de los Estados Unidos.

Pino, P. O., y Lazo, J.F. 2010. Bioensayo *Artemia*: La herramienta útil de trabajo para ecotoxicólogo y químicos de productos naturales. 25(1).

PNP. 2009. Estudios del Impacto Ambiental y Social-000463.

Prepared by R² Incorporated. 2010. Estándares ambientales de calidad del agua para el hierro. Revisión y actualización. Colorado Mining Association. 16p.

Q

Quilodrán, B. 2002. Síntesis y Caracterización de resinas con capacidad extractivas de iones metálicos con impacto en el medio ambiente”. Tesis de Magíster en Ciencias, mención Química. Chile.

R

Rai, L.C., Gaur, J.P., Kumar, H.D. 1981. Ficología y metales pesados. Biología. Review. 56: 99-151.

Ramos, J.P., y Camacho, L.A. 2004. Análisis del impacto del vertimiento del hierro resultante de un proceso de tratamiento primario de aguas residuales domésticas descargadas al río bogota (Colombia). Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia. Congreso Latinoamericano de hidráulica Sao Pedro. Sao Paulo, Brasil. Octubre 2004.

Rauf, A., y Javed, M. 2007. Cobre-toxicidad al agua y plancton en el Pakistán río Ravi. Departamento de Zoología y Pesca. Faisalabad, Pakistán. 9(5): 1- 4.

Raymond, F.D., Kenneth, W.W., Standley, G., Larry, M.P. 2008. Química. 8.Edición. México,D.F. Cengage Learning ed. 1049p.

Reish, D.L., y Oshida, P. 1987. Manual de métodos e investigación acuática ambiental. Part 10, Short-Term static bioassays. FAO Fisheries Technical Paper. 247.

Repetto, M. 1997. Toxicología fundamental. 3ra. Edición. Madrid, España. Díaz de Santos ed. 389p.

Restrepo, O., Hernán, A. 2009. Evaluación del proceso de coagulación-floculación de una planta de tratamiento de agua potable. Colombia. Sede Medellín: 7-10.

Riedel, G.F. 2008. Cobre. Ecotoxicol. 778-783.

Rojas, V.O. 2008. Introducción al Estado de la Tierra, Ciudad Universitaria, Concepción-Chile.

Romero, J. 1996. Acuaquímica. Ed. Escuela Colombiana de Ingeniería.

Romero, P.R., y Mendoza, A.C. 2008. Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo, la experiencia en México. 1ra. Edición. México, D.F: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. 414p.

Ruiz, P.O. 2008. Caracterización de diversas poblaciones de *Artemia* desde el punto de vista de su composición en ácidos grasos y de sus patrones moleculares. 7-14.

S

Sánchez P., Pablos, M.V., Valdovinos, C.E., Bay-Schmith, E., Tarazona, J.V., y Larrain, A. 2000. Los bioensayos como instrumentos legales en la gestión medioambiental. En: Globalización medioambiental. Perspectivas agrosanitarias y urbanas. Madrid. 455-463p.

Scelzo, M. 1997. Toxicidad del cobre en larvas de nauplios comerciales de la *Artemia longinaria* (Crustacea, Decapada, Penaeidae). Invest. Mar. Valparaíso. 25:177-185.

Semanart. 2009. Ecotoxicología. Semanart, México actualización 17-Agosto-2009.

Spiro, G., Stigliani, W. 2004. Química Medioambiental. Prentice Hall ed. Madrid, España. 224 – 226 pp.

Sykora, J.L., Smith E.J., Shapiro, M.A y Synak, M. 1972. Efectos crónicos de hidróxido férrico de ciertas especies de animales acuáticos. En el cuarto Symposium en las minas de carbón de drenaje de investigación, actas. Instituto Mellon, Pittsburgh. 1.

T

Takasusuki, J., Araujo, M.R.R., y Fernandes M.N. 2004. Efecto del pH del agua sobre la toxicidad de cobre en el pez neotropical, *Prochilodus scrofa* (Prochilodondidae). Bull. Medio Ambiente. Contam. Toxicol. 72: 1075–82.

Tanguay, A., Reyes, J., Reno, C., y Clegg, S.J. 2004. Hábitat diversidad y la adaptación al estrés ambiental en los embriones enquistados del crustáceo *Artemia*. 29(4): 489-501.

Tao, S., Long, A., Liu, C., y Dawson, R. 2000. La influencia de la especiación de cobre en la mucosa de branquias en el microambiente de carpa (*Cyprinus carpio*). *Ecotoxicol. Seg. Ambiental.*, 47: 59–64

Tao, S., Wen, Y., Long, A., Dawson, R., Cao, J., y Xu, F. 2001. Simulación de condiciones ácido-base y especiación del cobre en branquias de peces, microambiental. *Comp. Quím.*, 25: 215–22.

Taylor, E.W., Beaumont, M.W., Butler, P.J., Mairy, J., Mujallid, M.S.I. 1992. Efectos letales y subletales de cobre sobre peces: papel de la toxicidad del amoníaco?.

Taylor, S.R., 1964. La abundancia de elementos químicos en la corteza continental: una tabla nueva. *Geochim. Cosmochim. ac.*, 28, 1273-1285

Trujillo, R.M.A. 2011. Valoración toxicológica aguda del sulfato de cobre y formaldehído en nauplios de *Artemia franciscana*. Tesis de maestría. Facultad de Químico-Farmacobiología. Universidad de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Mich., México. 67p.

U

Uriu-Adams, J.Y., y Keen, C.L. 2005. Cobre, estrés oxidativo en la salud de humanos. *Mol Aspectos Med*, 26: 268-298.

V

Vargas, C.M., y Romero, E.L.G. 2006. Aprovechamiento de algunos materiales en el desarrollo de coagulantes y floculantes para el tratamiento de aguas en Costa Rica. 19(4): 38-39.

Vega, J. 2002. Química del Medioambiente y de los Recursos Naturales. Universidad Católica de Chile. Ediciones. Santiago de Chile. 125 – 128 pp.

Vighi, M. y Bacci, E. 1998. El riesgo ambiental Plantas y Animales. En: *Ecotoxicología*. Lewis Publicadores. Boca Raton, Torin. 250p.

Vuori, K. 1995. Efectos directos e indirectos del Hierro en ecosistemas acuáticos. *Ann.Zool.Fennici* 32: 317-329.

W

WHO, World Health Organization. 2003. Hierro en el agua potable - el agua. Documento de antecedentes para el desarrollo de las directrices de la Organización Mundial de Salud para beber - Calidad del agua.

Wiley, J. e hijos. 2005. MWH –Montgomery Watson Harza–. Tratamiento de aguas: Principios y diseños. 2nd. Edición. New Jersey ed. 836 p.

