



UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO

División de Ciencias e Ingeniería

INCORPORACIÓN DE UNA TECNOLOGÍA
DE OXIDACIÓN AVANZADA AL PROCESO
CONVENCIONAL DE POTABILIZACIÓN EN
AGUAS SUPERFICIALES.

TESIS

Para obtener el grado de
LICENCIADO EN INGENIERÍA AMBIENTAL

Presenta

Littbarski Lazo Gómez

Director de Tesis

Dr. José Alfonso Canché Uuh

Chetumal, Quintana Roo, México. Febrero del 2013.

UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO

División de Ciencias e Ingeniería



Tesis elaborada bajo la supervisión del Comité de Tesis del Programa de Licenciatura y aprobada como requisito para obtener el grado de:

LICENCIADO EN INGENIERÍA AMBIENTAL

COMITÉ DE TESIS

Director: _____

Dr. José Alfonzo Canché Uuh

Asesor: _____

Q.F.B. José Luis González Bucio

Asesor: _____

M. en C. José Martín Rivero Rodríguez

Asesor Suplente: _____

Dr. Víctor Hugo Delgado Blas

Asesor Suplente: _____

M.I.A. Juan Carlos Ávila Reveles

Chetumal, Quintana Roo, México. Febrero de 2013.

*A mis padres, Fausto Denis Lazo Meléndez y Aicela Margarita Gómez Tox
y mis hermanos Yasuri, Iraide, Ricardo y Shadani.*

Agradecimientos:

La realización de este trabajo solamente ha sido posible gracias a la motivación y colaboración de varias personas, que han sabido siempre impulsarme con sus consejos, a quienes quiero mencionar.

En primer lugar quiero agradecer a mis padres, quienes supieron inculcarme principios y valores y sobre todo, porque aún con esfuerzos y sacrificios pudieron brindarme la oportunidad de estudiar una licenciatura.

Quiero agradecer encarecidamente al Dr. José Alfonzo Canché Uuh, por la confianza brindada para la realización de este proyecto y por el empeño impulsado desde el primer momento. Le agradezco profesor, las pláticas amenas y los sabios consejos que pudo brindarme.

Agradezco a los profesores de Ingeniería Ambiental, quienes se esmeran en la enseñanza de las asignaturas, en especial al M. en C. José Martín Rivero Rodríguez, por su gran dedicación en el aula.

Gracias al Q.F.B. Jaime Alfredo Castillo Rodríguez, responsable del laboratorio de química, quien me brindó todo el apoyo y confianza para la realización de los análisis de laboratorio.

Agradezco también a la DCI por su valioso apoyo para la impresión de esta tesis. Este trabajo se realizó con el financiamiento del Apoyo a la Reincorporación de Exbecarios PROMEP y la Beca a Estudiante otorgada en el Proyecto “Estudio de la aplicación de tecnología de oxidación avanzada como complemento a la cloración en la potabilización de aguas naturales”.

CONTENIDO

CONTENIDO.....	I
ÍNDICE DE FIGURAS	III
ÍNDICE DE TABLAS	IV
GLOSARIO DE ABREVIATURAS	V
CAPÍTULO 1 INTRODUCCIÓN	7
1.1 INTRODUCCIÓN.....	8
1.2 JUSTIFICACIÓN.	9
1.3 OBJETIVOS.	10
Objetivo General.....	10
Objetivos Específicos.....	10
CAPÍTULO 2 MARCO TEÓRICO	11
2.1 EL AGUA EN EL PLANETA.	12
2.2 IMPORTANCIA DEL AGUA.	13
2.3 LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA.....	17
2.4 ENFERMEDADES DE ORIGEN HÍDRICO.	21
2.5 POTABILIZACIÓN DEL AGUA.	24
2.6 PROCESOS CONVENCIONALES DE TRATAMIENTO.	26
2.7 PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA.	33
2.8 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS POA.....	42
2.9 PRINCIPALES LINEAS DE INVESTIGACIÓN.	43
2.10 TECNOLOGÍA DE LOS COLECTORES SOLARES.	46

CAPÍTULO 3 METODOLOGÍA	51
3.1 MUESTRAS DE AGUAS SUPERFICIALES.	52
3.2 MÉTODOS ANALÍTICOS.....	53
3.3 DESARROLLO DEL PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL.....	57
3.4 COMPARACIÓN DE ENSAYOS DE POTABILIZACIÓN: POA VS MÉTODO CONVENCIONAL.	60
Potabilización mediante incorporación de un POA al sistema convencional.....	60
Ensayo de potabilización convencional.....	61
CAPÍTULO 5 RESULTADOS Y DISCUSIONES	62
5.1 ENSAYOS DE OXIDACIÓN AVANZADA.....	63
5.2 COMPARACIÓN DE ENSAYOS DE POTABILIZACION: FOTOCATÁLISIS HETEROGÉNEA VS MÉTODO CONVENCIONAL.	71
CAPÍTULO 5 CONCLUSIONES	76
BIBLIOGRAFÍA	78

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Distribución global del agua.....	12
Figura 2. Zona de influencia del antiguo imperio egipcio.	14
Figura 3. Acueducto romano.	15
Figura 4. Diagrama general del proceso de potabilización para aguas superficiales.	26
Figura 5. Principales trihalometanos formados en la desinfección con cloro.	30
Figura 6. Clasificación de los POA de acuerdo a su fase de reacción.	36
Figura 7. Bandas de conducción y de valencia de algunos pares Redox.	38
Figura 8. Diagrama simplificado de los procesos que ocurren en la fotocatalisis heterogénea.	39
Figura 9. Colectores solares sin concentración.	47
Figura 10. Transmitancia de diferentes materiales válidos para reactores fotocatalíticos.	47
Figura 11. Colector solar de media concentración con seguimiento de un eje.	48
Figura 12. Colectores solares de alta concentración, desarrollados en la PSA.	49
Figura 13. Diagrama geométrico de un Reactor CPC.	50
Figura 14. Punto de muestreo de aguas superficiales, sobre el río Hondo.	52
Figura 15. Reactor solar tubular.	57
Figura 16. Estación meteorológica WeatherHawk 916.	58
Figura 17. Sistema de filtros.	60
Figura 18. Comportamiento de la dureza total.	66
Figura 19. Variación de nitratos.....	67
Figura 20. Variación de sulfatos en los 2 ensayos realizados.	69
Figura 21. Radiación solar recibida en los ensayos.....	70
Figura 22. Radiación solar recibida durante los tratamientos.....	75

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Sustancias contaminantes del agua.....	19
Tabla 2. Principales enfermedades de origen hídrico.....	23
Tabla 3. Lista de SPD y desinfectantes residuales (EPA, 1999).....	31
Tabla 4. Potencial de oxidación de agentes oxidantes utilizados.....	35
Tabla 5. Clasificación de los TAO de acuerdo a los métodos de generación del OH•.	36
Tabla 6. Parámetros físico-químicos y métodos analíticos.	53
Tabla 7. Especificaciones técnicas del potenciómetro HI 991003.	54
Tabla 8. Especificaciones técnicas del oxímetro HI 9142.	54
Tabla 9. Especificaciones técnicas del conductímetro.	55
Tabla 10. Especificaciones técnicas del piranómetro.	58
Tabla 11. Caracterización inicial del agua empleada.	63
Tabla 12. Resultados de los ensayos de Oxidación Avanzada.	63
Tabla 13. Comparación Fotocatálisis vs Potabilización convencional.....	71

GLOSARIO DE ABREVIATURAS

- CO₂. Dióxido de carbono.
- CPC. Colector cilindro-parabólico compuesto.
- DBO. Demanda bioquímica de oxígeno.
- DQO. Demanda química de oxígeno.
- MON. Materia orgánica natural.
- OH•. Radical hidroxilo.
- OMS. Organización Mundial de la Salud.
- PCB. Bifenilos Policlorados.
- POA. Procesos de oxidación avanzada.
- PSA. Plataforma solar de Almería.
- SPD. Subproductos de desinfección.
- TAO. Tecnología avanzada de oxidación.
- THM. Trihalometanos.
- TiO₂. Dióxido de titanio.
- UV. Luz ultravioleta.
- WO₃. Óxido de tungsteno.

RESUMEN

En el capítulo 1 se presenta una breve introducción a los Procesos de Oxidación Avanzada como tema central de esta tesis, se plantea la justificación y se plasman los objetivos establecidos.

En el capítulo 2 se plantea un panorama sobre la distribución del agua en el planeta así como la importancia que ha tenido en el desarrollo de la humanidad. Se abordó principalmente el tema de los procesos de potabilización del agua, enfatizando los POA sobre los procesos convencionales.

El capítulo 3 corresponde a la metodología empleada para la realización de los experimentos, describiendo los métodos analíticos empleados y el procedimiento experimental, el cual se desarrolló en dos etapas; en la primera, se realizó la comparación entre 2 POA aplicados a la misma muestra de agua, en la segunda etapa se empleó una modificación a los procesos empleados inicialmente para comparar los resultados de éste (al incorporarlo al proceso convencional de potabilización) con los resultados de un tren de potabilización convencional.

Los resultados obtenidos y las discusiones se presentan en el capítulo 4 y finalmente las conclusiones se señalan en el capítulo 5.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1.1 INTRODUCCIÓN

Indiscutiblemente todas las actividades humanas, desde las domésticas hasta las industriales, generan residuos que pudieran en algún momento llegar a las fuentes de agua y contaminarlas. Día a día se han identificado nuevos contaminantes que difícilmente logran ser removidos mediante los procesos convencionales de potabilización, lo que ha motivado a cambios sustanciales en estos procesos y al desarrollo de nuevas técnicas de potabilización. En este sentido, las principales tecnologías desarrolladas involucran la filtración por membrana, los Procesos de oxidación avanzada (POA) y la radiación ultra violeta (Zhou y Smith, 2002).

Los POA fueron definidos por Glaze et al (1987), como aquellos que involucran la generación de radicales hidroxilo en cantidades suficientes para acelerar la purificación del agua. Estos radicales son extremadamente reactivos y muy poco selectivos, lo que les hace atractivos para el tratamiento de aguas, ya que principalmente degradan la materia orgánica (Kitis y Kaplan, 2007).

En un esfuerzo por optimizar estos procesos, se han realizado investigaciones para combinarlos con la radiación solar y de ahí ha surgido una clasificación denominada FOTOCATÁLISIS. De una variedad de semiconductores, el TiO_2 es el más utilizado debido a su bajo costo, estabilidad química y física y porque mineraliza los ácidos húmicos a CO_2 (Selcuk et al, 2004).

1.2 JUSTIFICACIÓN.

Los procesos convencionales de potabilización de agua generalmente involucran la utilización de un agente desinfectante, sin embargo, si el agua a potabilizar tiene un alto contenido de materia orgánica, se presenta la formación de subproductos de desinfección (SPD) con un elevado carácter toxicológico (WHO, 1993; Villanueva et al., 2001). Para disminuir el riesgo a la salud humana, diversos autores han concluido que es necesario minimizar el uso de precursores de SPD en los procesos de potabilización. En este sentido, las tecnologías de oxidación avanzada se perfilan como una alternativa viable ya que presentan las siguientes ventajas:

- 1.- Generalmente son de bajo costo;
- 2.- No se forman subproductos de desinfección;
- 3.- Transforman químicamente el contaminante al mineralizarlo y;
- 4.- Consumen menos energía que otros métodos.

1.3 OBJETIVOS.

Objetivo General

- Evaluar la transferencia de Tecnología Avanzada de Oxidación (TAO), basada en dióxido de titanio, luz solar natural y peróxido de hidrógeno, al proceso convencional de potabilización de aguas naturales, empleando muestras brutas de agua del río Hondo.

Objetivos Específicos

- Determinar el tiempo óptimo de exposición solar requerido para la disminución máxima de Nitratos, Sulfatos, Dureza Total, Zinc, Plomo, Cadmio y Mercurio mediante la incorporación de un colector solar.
- Determinar el porcentaje de remoción para cada parámetro de estudio, en el tiempo óptimo previamente obtenido.
- Determinar las eficiencias de remoción en 2 trenes de tratamiento en condiciones óptimas.

CAPÍTULO 2

MARCO TEÓRICO

2.1 EL AGUA EN EL PLANETA.

La Tierra es el único planeta del sistema solar con extensas cantidades de agua. Cerca del 75% de la superficie terrestre está cubierta por este líquido, que es el recurso natural más importante. Los océanos, ríos y lluvia son únicos y además son el sostén de la vida. Sin el agua, formada por oxígeno e hidrógeno, la vida en el planeta simplemente sería imposible.

El agua en todas sus formas constituye una provisión fija aproximada de $1.36 \times 10^{18} \text{ m}^3$ (Van der Leeden et al, 1990). Sin embargo, al referirnos al agua que está realmente disponible para usarse por el hombre, la cantidad se reduce drásticamente (figura 1). El 97% del agua del planeta se encuentra en los océanos, mientras que el porcentaje restante es agua dulce, en su mayoría de muy difícil acceso; el 75% se encuentra encerrada en los bancos de hielos polares, en el suelo, en formaciones rocosas y en la atmósfera (Camilloni y Vera, 2006), lo cual deja solo un 25% disponible como agua superficial y subterránea.

Desafortunadamente, el acceso a más del 99% de esta agua de superficie y subterránea no es fácil, por lo tanto, dependemos del 0.6% que está disponible en lagos, ríos y a poca profundidad de donde puede extraerse sin mayor costo para abastecernos (Glynn y Heinke, 1999).

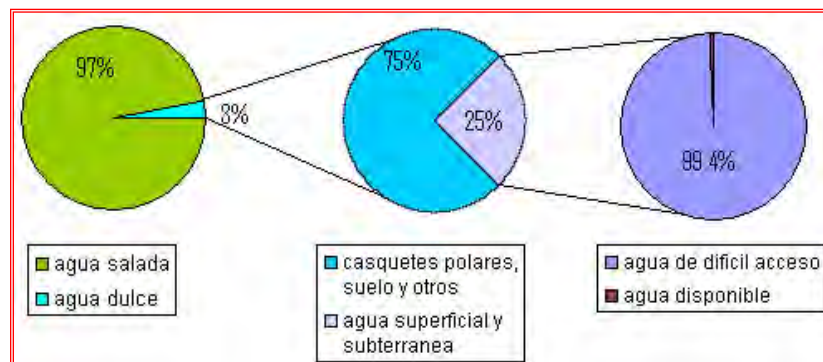


Figura 1. Distribución global del agua.

2.2 IMPORTANCIA DEL AGUA.

El agua es el compuesto químico más abundante en la biósfera y quizá también el más importante ya que sin ella no podría existir la vida. Casi toda la vida en la tierra utiliza el agua como medio fundamental para el funcionamiento metabólico, siendo además indispensable para el desarrollo de actividades humanas, por lo que resulta difícil imaginar cualquier tipo de actividad en la que no se utilice.

El agua ha sido clave para el bienestar material y cultural de las sociedades de todo el mundo. La historia del abastecimiento y evacuación de aguas empieza con el crecimiento de las capitales antiguas, o de los centros religiosos y comerciales.

Resulta fácil entender la importancia que ha tenido el agua para el desarrollo de la humanidad, desde la fundación de las ciudades antiguas que se establecieron en los márgenes de ríos (Egipto-Mesopotamia) donde el suelo era mucho más adaptable para la vida, el cultivo y el ganado, es decir, para la subsistencia. Es por ese motivo que los ríos siempre tuvieron una gran influencia, un ejemplo muy importante es la función del río Nilo, en Egipto (figura 2), el cual permitió el florecimiento de esta sociedad, para desarrollarse y comenzar a organizarse, aprovechando el río en sus crecidas, para regar las tierras al mismo tiempo que atraía animales.



Figura 2. Zona de influencia del antiguo imperio egipcio. Fuente: <http://historiaantiguoegipto.blogspot.mx>

Con el tiempo, las aplicaciones que dieron al agua fueron diversas, no solo para consumo humano sino también para riego y lavado, llegando incluso a impulsar máquinas. Desde sus inicios, el enfoque del suministro de agua fue muy sencillo: ubicarse cerca de ésta o almacenarla y transportarla para su uso. Una vez utilizada, se descargaba en el cuerpo de agua más cercano, ya que era considerado un medio aparentemente conveniente para la eliminación de desechos.



Figura 3. Acueducto romano. Fuente: <http://www.absolutitalia.com>

El crecimiento exponencial de la población y la expansión industrial crearon la necesidad de suministrar y distribuir agua en mayores cantidades. Esta necesidad se satisfizo desviando ríos, construyendo tuberías, acueductos, presas y embalses para llevar agua desde fuentes más distantes y no contaminadas. Los acueductos de la antigua Roma y sus dominios son ejemplos especialmente notables de la ingeniería romana, aplicada para la solución a estos problemas (figura 3).

La humanidad requiere el agua cada vez en mayores cantidades para realizar sus actividades. El mayor consumo de agua también se debe al incremento de las prácticas de irrigación agrícolas, al desarrollo industrial o a la existencia de hábitos de consumo que implican su derroche.

Desafortunadamente, el agua se encuentra amenazada y con ello, la humanidad. Si bien dos terceras partes del planeta son agua, enfrentamos una grave escasez de este líquido. Si tanto el agua como la población estuvieran distribuidas uniformemente sobre la superficie de la tierra, no habría escasez de agua; pero sí la hay porque la

distribución en la superficie es desigual y las áreas urbanas densamente pobladas consumen grandes cantidades de agua.

La crisis del agua es la faceta más penetrante, aguda e invisible de la devastación ecológica de la Tierra. Se dice que un país enfrenta una grave crisis de agua cuando el recurso disponible no llega a los 1000m³ por persona al año. Cualquier cifra inferior a ésta implica un gran menoscabo de la salud y el desarrollo económico de una nación. Cuando el agua anual disponible por persona es inferior a 500m³, la vida del pueblo queda gravemente comprometida (Shiva, 2003).

2.3 LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA.

Para satisfacer distintas necesidades, el agua se transforma en un recurso, sin embargo no todas las personas disponen de él. Esto sucede por varios motivos, entre los cuales se puede mencionar la desigual distribución natural del agua en la superficie terrestre, lo que permite decir que existe una estrecha relación entre la posibilidad de abastecimiento y el desarrollo, porque cuanto mayor es el desarrollo, mayor es la capacidad para obtenerla y mayor es la contaminación.

El agua que procede de fuentes superficiales (ríos, lagos y quebradas), es objeto día a día de una severa contaminación, producto de las actividades del hombre, mismo que agrega al agua sustancias ajenas a su composición, modificando su calidad. Se dice que está contaminada ya que no puede utilizarse como generalmente se hace.

La contaminación ha adquirido importancia debido al aumento de la población y al incremento de los agentes contaminantes que el propio hombre ha creado. Las fuentes de contaminación son resultados indirectos de las actividades domésticas, industriales o agrícolas. Los ríos y canales son contaminados por los desechos del alcantarillado, desechos industriales, detergentes, abonos y pesticidas que escurren de las tierras agrícolas. Estas fuentes de contaminación se pueden clasificar en:

Fuentes puntuales. Las aguas negras domésticas y los desechos industriales se llaman fuentes puntuales ya que se encuentran localizados.

Fuentes no puntuales. A los escurrimientos urbanos y agrícolas los caracterizan múltiples puntos de descarga y se llaman fuentes no puntuales (Mackenzie y Masten, 2004).

Con el incremento de la población y el surgimiento de la actividad industrial, la contaminación de ríos, lagos y aguas subterráneas aumenta constantemente. La Organización Mundial de la Salud (OMS) define a la polución de las aguas dulces de la siguiente manera: *"Debe considerarse que un agua está polucionada, cuando su composición o su estado están alterados de tal modo que ya no reúnen las condiciones a una u otra o al conjunto de utilidades a las que se hubiera destinado en su estado natural"*.

De acuerdo a la definición que da la OMS, deben considerarse tanto las modificaciones de las propiedades físicas, químicas y biológicas del agua, como también los cambios de temperatura provocados por emisiones de agua caliente (contaminación térmica).

Hay un gran número de contaminantes del agua que se pueden clasificar de muy diferentes maneras. Una posibilidad bastante usada es agruparlos en los siguientes ocho grupos:

Tabla 1. Sustancias contaminantes del agua.

Microorganismos Patógenos.	Son los diferentes tipos de bacterias, virus, protozoos y otros organismos que transmiten enfermedades como el cólera, tifus, gastroenteritis, hepatitis, etc. Los países en vías de desarrollo son salvajemente atacados por dos de las enfermedades intestinales transmitidas por las heces, la diarrea y las infecciones por parásitos intestinales.
Desechos Orgánicos.	Son el conjunto de residuos orgánicos producidos por los seres humanos y de manera natural. Incluyen heces y otros materiales que pueden ser descompuestos por bacterias aeróbicas. Cuando este tipo de desechos se encuentran en exceso, la proliferación de bacterias agota el oxígeno y ya no se puede sustentar la vida.
Sustancias Químicas Inorgánicas.	En este grupo están incluidos ácidos, sales y metales tóxicos como el mercurio y el plomo. Si están en cantidades altas pueden causar graves daños a los seres vivos, disminuir los rendimientos agrícolas y corroer los equipos que se usan para trabajar con el agua.
Nutrientes Vegetales Inorgánicos.	Los nitratos y fosfatos son sustancias solubles en agua que las plantas necesitan para su desarrollo, pero si se encuentran en cantidad excesiva inducen el crecimiento desmedido de algas y otros organismos provocando la eutrofización de las aguas. Cuando estas algas y otros vegetales mueren y son descompuestos por los microorganismos, se agota el oxígeno y se hace imposible la vida de otros seres.
Compuestos Orgánicos.	Muchos compuestos orgánicos como petróleo, gasolina, plásticos, plaguicidas, disolventes, detergentes, etcétera, acaban en el agua y permanecen en ella largos periodos de tiempo.
Sedimentos y Materiales Suspendidos.	Muchas partículas arrancadas del suelo y arrastradas a las aguas, junto con otros materiales que hay en suspensión, son la mayor fuente de contaminación del agua en términos de masa total. La turbidez que provocan en el agua dificulta la vida de algunos organismos, y los sedimentos que se van acumulando destruyen sitios de alimentación o desove de los peces, rellenan lagos o pantanos y obstruyen canales, rías y puertos.
Sustancias Radiactivas.	Isótopos radiactivos solubles pueden estar presentes en el agua y algunas veces se acumulan a lo largo de las cadenas tróficas, alcanzando concentraciones considerablemente más altas en algunos tejidos vivos que en el agua.
Contaminación Térmica.	El agua caliente liberada por centrales de energía o procesos industriales eleva la temperatura de ríos o embalses con lo que disminuye su capacidad de contener oxígeno y afecta la vida de los organismos.

La necesidad de preservar el medio ambiente ha llevado a la búsqueda de nuevos métodos para la eliminación eficiente de los compuestos químicos que alteran la estabilidad de nuestros recursos. La contaminación del agua es un hecho de gran importancia ya que los contaminantes pueden acumularse y transportarse tanto por las aguas superficiales como subterráneas.

La protección y conservación de los recursos naturales constituyen hoy en día una de las principales preocupaciones sociales. Entre estos recursos se destaca en primer lugar el agua como un bien preciado y escaso, lo que conduce a su adecuado uso y reciclaje, debido a que las normas legales imponen criterios cada vez más estrictos para obtener una mayor y mejor depuración de las aguas que están contaminadas con altas concentraciones de pesticidas, metales pesados y colorantes, entre otros contaminantes.

2.4 ENFERMEDADES DE ORIGEN HÍDRICO.

Una enfermedad hídrica normalmente tiene una aparición y un desenlace brusco, en un corto periodo de tiempo sobre las personas saludables. En su mayoría, estas enfermedades están caracterizadas por síntomas gastrointestinales como diarrea, fatiga, calambres y dolores abdominales (American Water Works Association, 2002).

Un brote de enfermedad de origen hídrico se define como:

- 1) Dos o más personas experimentan una enfermedad similar después del consumo o uso de agua potable;
- 2) La evidencia epidemiológica implica al agua como la fuente de enfermedad y;
- 3) Se ha implicado un número de microorganismos en las enfermedades de origen hídrico, incluyendo protozoos, virus y bacterias. Estos organismos pueden producir los mismos síntomas gastrointestinales por otras vías distintas al agua (alimentos, contactos fecales o de orina).

ORGANISMOS PATÓGENOS.

De manera general podemos definir a los patógenos como todos aquellos microorganismos capaces de producir enfermedades infecciosas. Los organismos patógenos que han sido implicados en enfermedades de origen hídrico incluyen bacterias, protozoos, virus y algas.

Bacterias

Son microorganismos unicelulares que poseen un núcleo no bien definido y se reproducen por división binaria.

Casi todas las bacterias patógenas de origen hídrico son heterotróficas y usan fuentes de carbono orgánico para su desarrollo y energía, mientras algunas otras son autotróficas y utilizan CO₂ y/o ion bicarbonato para su crecimiento y energía. Las bacterias pueden también ser aerobias, anaerobias o aerobias facultativas. Solo unas pocas bacterias producen enfermedades, de las cuales las de mayor interés actual en el agua potable son: *Salmonella*, *Yersinia enterocolítica*, *Legionela*, *Shigela*, *Campilobacter jejuni*, *Vibrio cholerae*, *Escherichia coli* y *Helicobacter pylori*.

Virus

Son un grupo de diminutos agentes infecciosos, cuyo tamaño va de 0.02 a 0.3 micras. Son partículas, no células como los otros patógenos y constan de una capa de proteína y un núcleo de ácido nucleico. Los virus pertenecen al grupo conocido como virus enteríticos, infectan el tracto gastrointestinal de humanos y animales y son excretados en sus heces. Los más comunes son: hepatitis A, virus de Norwalk, rotavirus, enterovirus y astrovirus.

Protozoos

Son organismos unicelulares que carecen de cubierta celular. Normalmente mayores que las bacterias y no pueden fotosintetizar. Los pocos protozoos que son patógenos para el hombre, normalmente se hallan en el agua como esporas resistentes, quistes y ooquistes, formas que los protegen de las tensiones ambientales. Los más comunes son: *Giardia lamblia*, *Entamoeba histolítica* y *Criptosporidium parvum*.

Algas

Estos microorganismos autótrofos son capaces de realizar la fotosíntesis y viven en ambientes húmedos. En ambientes con poco oxígeno, las algas mueren y se descomponen produciendo mal olor. Podemos encontrar las siguientes familias de algas:

- *Chlorophyta*, en este grupo se encuentran las algas verdes.
- *Cyanophyta*, o algas verde-azules con olores desagradables que pueden producir sustancias tóxicas.
- *Chrysophita*, son de color amarillo verdoso y a menudo huelen a pescado, por ejemplo: *Aulococeira* y *Cyclotella*.

Tabla 2. Principales enfermedades de origen hídrico.

Enfermedad	Agente causal	Síntomas
Fiebre tifoidea	<i>Salmonella typhi</i>	Dolor de cabeza, náuseas, pérdida de apetito, diarrea, insomnio y dolor abdominal.
Fiebre paratifoidea	<i>Salmonella paratyphi</i>	Infección general caracterizada por fiebre continua y diarrea.
Cólera	<i>Vibrio colerae</i>	Diarrea aguda, fiebre, deshidratación y vómitos.
Gastroenteritis	<i>Escherichia coli</i> Rotavirus	Pérdida de apetito, náuseas, diarrea y deshidratación.
Ascariasis	<i>Áscaris lumbricoides</i>	Gusanos vivos en las heces.
Criptosporidiosis	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Diarrea aguda, dolor abdominal, vómitos y fiebre.
Amebiasis	<i>Entamoeba histolítica</i>	Diarrea, pérdida de peso náuseas.
Giardiasis	Giardia lamblia	Diarrea intermitente.
Hepatitis	Virus de la Hepatitis A. Virus de la Hepatitis E.	Cansancio, debilidad muscular, pérdida de apetito, diarrea y vómito, dolor de cabeza y fiebre. Los síntomas más característicos de esta enfermedad es la ictericia, heces pálidas y la coloración intensa de la orina.

Fuente: "Riesgo de enfermedades transmitidas por el agua en zonas rurales" en Agua Potable para comunidades rurales, reúso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas, y Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual (EPA, 1999).

2.5 POTABILIZACIÓN DEL AGUA.

En los últimos años hemos sido testigos de un aumento en los niveles de contaminación al ambiente. En ese sentido, la contaminación del agua reviste gran importancia ya que los contaminantes pueden acumularse y transportarse tanto por las aguas superficiales como subterráneas causando grave a daño a la vida silvestre y al hombre (Garcés y Rodríguez, 2004).

Esta problemática es debida principalmente a la producción y emisión de agentes químicos contaminantes y los residuos industriales que se **generan**, "dando lugar a una contaminación que está afectando cada vez más a los sistemas de suministro de agua potable" (Blanco et al, 1997).

FUENTES DE ABASTECIMIENTO.

Para el abastecimiento público de agua potable se utilizan comúnmente las aguas superficiales así como también las aguas subterráneas. Tal como sugiere el Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York (2007), para decidirse por una fuente de abastecimiento u otra, se deben considerar la calidad del agua, la cantidad disponible, los costos de operación y mantenimiento de las plantas, entre otros.

SELECCIÓN DE LA FUENTE.

Si bien es cierto que la calidad del agua es quizá el factor más importante a tomar en cuenta a la hora de seleccionar la fuente, debemos poner mucho énfasis en la disponibilidad del agua. Generalmente las aguas subterráneas carecen de contaminantes por lo que se pueden usar de manera directa sin necesidad de tratamientos, siempre y cuando los pozos o manantiales estén bien ubicados y

protegidos. Por otro lado, las aguas superficiales están expuestas a contaminantes por lo que se hace necesario el tratamiento para utilizarlas como suministro de agua potable (Shultz y Okun, 1990).

Por lo general, las grandes ciudades se abastecen de cuerpos de agua superficiales (corrientes, lagos o embalses), mismas que requieren tratamiento.

CRITERIOS DE CALIDAD DEL AGUA.

De acuerdo a Shultz y Okun (1990), el agua potable debe ajustarse a las siguientes características de calidad:

- 1.- Debe estar libre de organismos patógenos;
- 2.- Debe ser baja en concentraciones de compuestos tóxicos;
- 3.- Debe estar clara;
- 4.- No debe ser salina;
- 5.- Debe estar libre de compuestos que provoquen mal olor o sabor y;
- 6.- No debe ser corrosiva, ni debe provocar incrustaciones en tuberías o manchas en la ropa.

2.6 PROCESOS CONVENCIONALES DE TRATAMIENTO.

La calidad del agua cruda varía grandemente de una fuente a otra, es por esta razón que los procesos de tratamiento también son diferentes. Sin embargo, todos los procesos involucran operaciones y procesos unitarios secuenciados, requeridos para eliminar los contaminantes presentes en el agua (figura 4).

La descontaminación de aguas prepotables se realiza principalmente mediante procedimientos físicos que combinan floculación, filtración, esterilización y conservación, a los que se añade un número limitado de productos químicos.

A continuación, se describen las principales operaciones y procesos unitarios que componen el sistema de tratamiento de aguas para la potabilización.

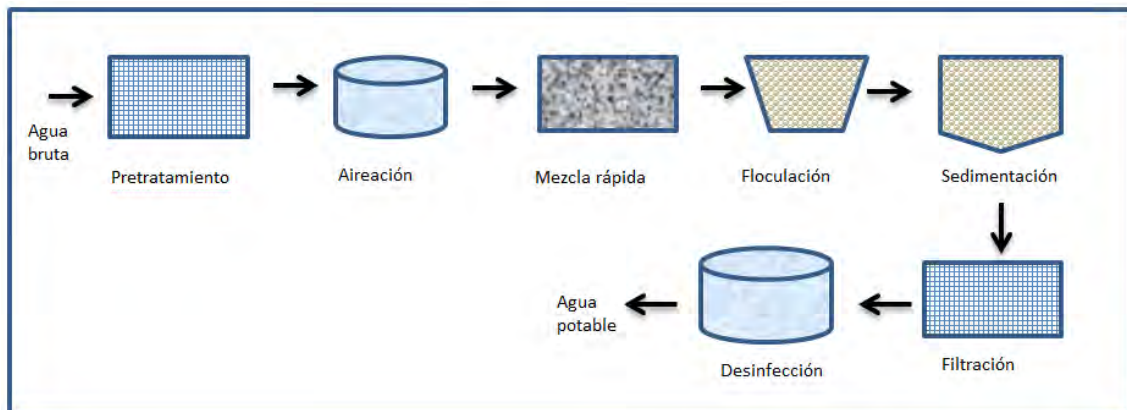


Figura 4. Diagrama general del proceso de potabilización para aguas superficiales.

PRE-TRATAMIENTO.

El primer paso para la potabilización de aguas superficiales que se realiza es la eliminación de cuerpos grandes y arenosos antes de que

lleguen a las unidades iniciales de tratamiento, cuya presencia en el efluente dañaría o disminuiría la eficiencia de las máquinas y equipos de la planta depuradora (Hernández, 1992). En esta etapa se pueden conjugar el cribado, para eliminar desechos grandes, y la pre-sedimentación, la cual busca la remoción de grava, arena, limo y otros materiales sedimentables.

AIREACIÓN.

En la purificación de aguas se entiende por aireación al proceso mediante el cual se inyecta aire a la corriente de agua con el propósito de disminuir la concentración de contaminantes volátiles presentes en ella -gracias a la turbulencia ocasionada por el contacto del agua y el aire- y la oxidación de metales y gases. Generalmente, la adición de oxígeno mediante aireación obedece a la necesidad de eliminar el hierro y manganeso y disminuir la concentración de CO₂, (Romero, 2001).

MEZCLA RÁPIDA Y LENTA.

Esta operación tiene el fin de dispersar de manera uniforme, diferentes sustancias químicas (coagulante) a través de toda la masa o flujo de agua.

COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN.

La coagulación se refiere a las reacciones necesarias para la agrupación de partículas en el agua tratada, incluyendo la formación del coagulante, la desestabilización de las partículas y la interacción del coagulante con la MON, siendo el proceso que origina la mayor cantidad de materiales residuales (American Water Works Association, 2002).

La floculación es el proceso mediante el cual después de desestabilizar los coloides (coagulación), se produce una mezcla lenta para acelerar la formación de flóculos, sin romper los agregados formados. Los principales factores que intervienen en el proceso de coagulación-floculación son el gradiente de velocidad, el tiempo de contacto, el pH y la temperatura del agua. Mediante las etapas de floculación, coagulación y sedimentación, se logra remover más del 80% de la turbiedad.

SEDIMENTACIÓN.

Se entiende por sedimentación a la operación mediante la cual se remueven las partículas sólidas presentes en una corriente de agua, mediante la fuerza de gravedad. Aunque esta operación se realiza posterior a la coagulación-floculación, para eliminar los sólidos sedimentables producidos, también se puede realizar previo a la coagulación para maximizar la eficiencia del coagulante.

FILTRACIÓN.

Para que se pueda contar con un suministro de agua limpia y cristalina, se requiere que la corriente de agua se haga pasar por un filtro. En esta etapa, se utilizan medios porosos, generalmente arena, para la eliminación de material suspendido (turbiedad), flóculos, tierra y microorganismos, que lograron pasar la etapa de floculación-coagulación.

DESINFECCIÓN.

La desinfección en los sistemas de agua potable consiste en la eliminación selectiva de microorganismos causantes de enfermedades. Universalmente, la desinfección se logra mediante la aplicación de

agentes químicos, principalmente el cloro gas, hipoclorito de sodio, hipoclorito de calcio, cloraminas, dióxido de cloro y ozono. Destaca de sobremanera el uso del cloro y sus compuestos dada su excelente capacidad para eliminar organismos patógenos y por mantener una concentración residual en las redes de distribución.

Actualmente, la opción más recomendada para la desinfección, en sustitución del cloro, es la ozonización. Sin embargo, este proceso es altamente costoso por los requerimientos de su instalación, operación y mantenimiento.

Mecanismo de acción de los desinfectantes.

Aun cuando cada agente desinfectante posee un mecanismo de acción diferente, según Metcalf y Eddy (2000), se puede explicar de manera general la acción de los desinfectantes en 4 mecanismos:

- 1.- Daño a la pared celular;
- 2.- Alteración de la permeabilidad de las células;
- 3.- Alteración de la naturaleza coloidal del protoplasma, y
- 4.- La inhibición de la actividad enzimática, principalmente la producción energética.

Desinfectantes y subproductos de desinfección.

A pesar de reducir el riesgo de enfermedades de origen hídrico, el uso de agentes químicos desinfectantes causa otros problemas por la formación de compuestos conocidos como Subproductos de Desinfección (SPD), mismos que se ha demostrado mediante diversos estudios, tienen propiedades cancerígenas y mutagénicas.

La utilización del cloro propicia la formación de grandes grupos de SPD: Trihalometanos (THM), Ácidos Haloacéticos y Haloacetoneitrilos (Sánchez, 2008). De estos grupos, destacan los trihalometanos, que han sido ampliamente estudiados y dentro de los cuales los más comunes son (figura 5): cloroformo (triclorometano), bromodiclorometano, dibromoclorometano y el bromoformo (tribromometano).

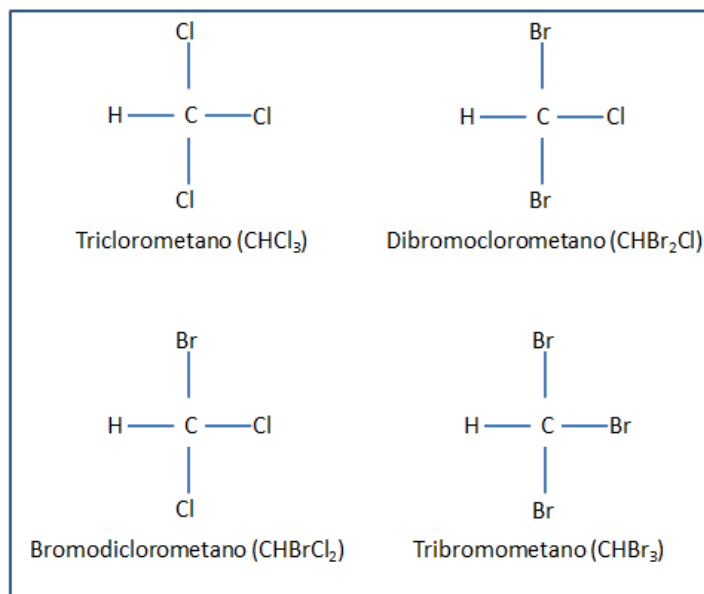
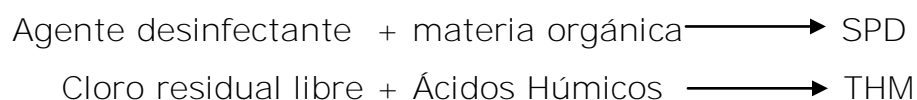


Figura 5. Principales trihalometanos formados en la desinfección con cloro.

De manera general, la formación de los SPD se logra mediante la reacción de un agente desinfectante con derivados de la materia orgánica natural presentes en el agua (Rodríguez et al, 2007):



La formación de THM obedece principalmente a la reacción del exceso de cloro y sus derivados (utilizados en la desinfección) con algas, sustancias húmicas y material proteico (precursores de formación) presentes en el agua.

Tabla 3. Lista de SPD y desinfectantes residuales (EPA, 1999).

Desinfectantes residuales	Subproductos orgánicos halogenados
Cloro Libre	Trihalometanos
Ácido Hipocloroso	Cloroformo
Ion Hipoclorito	Bromodiclorometano
Cloraminas	Dibromoclorometano
Monocloraminas	Bromoformo
Dióxido de cloro	Ácidos haloacéticos
Subproductos inorgánicos	Ácido mocloroacético
Ion clorato	Ácido dicloroacético
Ion clorito	Ácido tricloroacético
Ion bromato	Ácido monobromoacético
Ion yodato	Ácido dibromoacético
Peróxido de hidrógeno	Haloacetónitrilos
Amoniaco	Dicloroacetónitrilo
Subproductos orgánicos	Bromocloroacetónitrilo
Aldehídos	Dibromoacetónitrilo
Formaldehído	Tricloroacetónitrilo
Acetaldehído	Halocetonas
Glioxal	1,1-Dicloropropanona
Hexanal	1,1,1-Tricloropropanona
Heptanal	Clorofenoles
Ácidos carboxílicos	2-Clorofenol
Ácido hexanoico	2,4-Diclorofenol
Ácido heptanoico	2,4,6-Triclorofenol
Ácido oxálico	Cloropicrina.
Carbono orgánico asimilable	Hidrato de cloral
	Cloruro de cianógeno
	N-Organocloraminas
	3-Cloro-4-(diclorometil)-5-hidroxi-2(5H)-furanona

Efectos de los Trihalometanos en la salud.

El organismo humano puede absorber de manera natural los THM por ingestión vía oral, inhalación por vías respiratorias y absorción dérmica durante la ducha, por lo que la exposición a estos contaminantes puede desencadenar (Olmedo, 2008):

- 1.- Daño en las funciones reproductoras.
- 2.- Daños en el desarrollo fetal.
- 3.- Desarrollo de cáncer.

Mediante diversos estudios, se han evaluado los efectos de los THM en la salud, al grado de determinar prioritariamente el desarrollo de cáncer en la vejiga urinaria además de daños en el hígado, riñones y sistema nervioso.

Villanueva et al (2001), realizaron un estudio relacionando a los THM al incremento del riesgo de padecer cáncer de vejiga urinaria en 4 áreas de España, en el cual se estima que en promedio, 20% de los casos de cáncer de vejiga en Barcelona, Manresa, Sabadell y Alicante se podría atribuir a la cloración.

Dodds et al (2004) obtuvieron resultados que evidencian el incremento de riesgo de muerte fetal asociado a la exposición de los subproductos de la cloración, a través de la ingestión de agua contaminada y absorción dérmica durante la ducha.

2.7 PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA.

Hasta ahora se continúa la búsqueda de nuevos métodos para la purificación del agua a bajo costo y con poco uso de energía, mientras que al mismo tiempo se minimiza el uso e impacto de las sustancias químicas en el ambiente (Cabrera et al, 2006; Malato et al, 2009).

El tratamiento de aguas está basado generalmente en procesos físicos y químicos: después de la eliminación de partículas en suspensión, el siguiente proceso es el tratamiento biológico. Desafortunadamente, algunos contaminantes orgánicos, clasificados como biorecalcitrantes, no son biodegradables (Malato et al, 2007) por lo que se requiere de nuevas técnicas que permitan el tratamiento de esos contaminantes, mismas que no solo los cambien de medio sino que los degraden o eliminen.

Estos métodos están basados en procedimientos catalíticos y fotoquímicos que se han denominado Procesos de Oxidación Avanzada (POA) que constituyen un grupo de procesos de última generación para el tratamiento de aguas contaminadas (Poyatos et al, 2009).

DEFINICIÓN.

Durante los primeros años de investigación, los POA fueron definidos por Glaze et al (1987), como aquellos que involucran la generación de radicales hidroxilo en cantidades suficientes para acelerar la purificación del agua.

En la actualidad, la comunidad científica concuerda en definir a los POA, también llamados Tecnologías Avanzadas de Oxidación (TAO), como una familia de procesos que están caracterizados primordialmente por la

capacidad de explotar la alta reactividad de los radicales hidroxilo en el mecanismo de destrucción de contaminantes incluyendo orgánicos, inorgánicos, metales y patógenos. Por esta razón, los POA son vistos como una atractiva alternativa para el tratamiento de aguas subterráneas, superficiales y residuales que contienen sustancias no biodegradables, así como también para la purificación y desinfección del agua potable (Sarria, 2003) y pueden ser combinados entre ellos o con métodos convencionales como la oxidación biológica para incrementar su eficiencia.

FUNDAMENTOS TEÓRICOS.

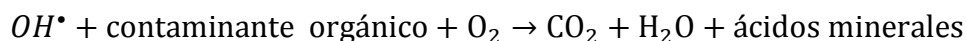
Se ha comprobado que los POA se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios fundamentales en la estructura química de los contaminantes. La destrucción se logra a través de la oxidación química que tiene por objeto la mineralización de éstos al dióxido de carbono, agua y sustancias inorgánicas o cuando menos, las transforma a sustancias menos tóxicas (Andreozzi et al, 1999).

Como se mencionó anteriormente, los POA requieren la formación de radicales hidroxilo (OH^\bullet) para lograr la oxidación química. Este radical puede ser generado por medios fotoquímicos y debido a su carácter oxidante (tabla 4) reacciona con la materia orgánica propiciando su degradación. El potencial de oxidación del radical hidroxilo se encuentra cercano al flúor y muy por encima del resto de los oxidantes empleados en los POA, lo que lo convierte en el radical más empleado para los procesos fotocatalíticos.

Tabla 4. Potencial de oxidación de agentes oxidantes utilizados para el tratamiento de aguas (Al-Momani, 2003).

Agente oxidante	Potencial de oxidación (V)
Flúor	3.03
Radical hidroxilo	2.80
Ozono	2.07
Peróxido de hidrógeno	1.77
Dióxido de cloro	1.50
Cloro	1.36
Bromo	1.09
Yodo	0.54

Los radicales OH^\bullet oxidan sustancias orgánicas principalmente mediante sustracción de hidrógeno. Esta reacción genera radicales orgánicos, que debido a la adición de oxígeno, originan radicales intermedios que terminan en dióxido de carbono, agua y sales inorgánicas (Malato et al, 2002), según la ecuación general de mineralización:



CLASIFICACIÓN DE LOS POA.

Sarria Muñoz (2003), señala que generalmente se clasifica a los POA de acuerdo a la fase de reacción homogénea y heterogénea (figura 6) o a los métodos de generación del OH^\bullet , fotoquímicos y no fotoquímicos (tabla 5).

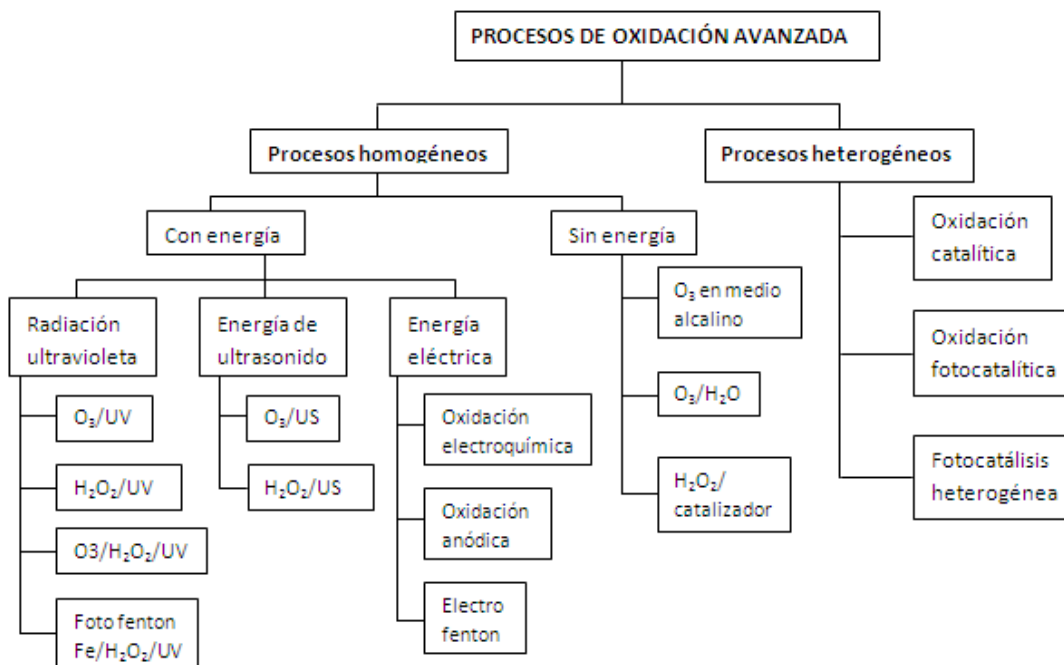


Figura 6. Clasificación de los POA de acuerdo a su fase de reacción (Poyatos et al 2009).

Tabla 5. Clasificación de los TAO de acuerdo a los métodos de generación del OH• (González, 2009).

TECNOLOGÍAS AVANZADAS DE OXIDACION	
PROCESOS NO FOTOQUÍMICOS	PROCESOS FOTOQUÍMICOS
<ul style="list-style-type: none"> ✓ Ozonización en medio alcalino (O₃/OH) ✓ Ozonización con peróxido de hidrógeno (O₃/H₂O₂) ✓ Procesos fenton (Fe/H₂O₂) y relacionados ✓ Oxidación electroquímica ✓ Radiólisis y tratamiento con haces de electrones ✓ Plasma no térmico 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Oxidación en agua sub y súper crítica ✓ Procesos fotoquímicos ✓ Fotólisis del agua en el ultravioleta de vacío (UVV) ✓ UV/ peróxido de hidrógeno ✓ UV/O₃ ✓ Foto-fenton y relacionadas ✓ Fotocatálisis heterogénea

Oxidación electroquímica.

Esta técnica consiste en la aplicación de una diferencia de potencial mediante dos electrodos. La electro-oxidación puede ocurrir por dos vías: oxidación directa e indirecta. La oxidación directa sucede en la superficie de los electrodos (ánodo) y la reducción ocurre en el cátodo. La oxidación ocurre de forma indirecta debido a la electro-generación de

especies oxidantes (H_2O_2) que son las que reaccionan con el contaminante (Sarria et al, 2005).

POA fotoquímicos.

La utilización de la radiación solar como fuente para el desarrollo de procesos físicos y químicos para oxidar o reducir compuestos aparece en la actualidad como una vía prometedora para el tratamiento de contaminantes tóxicos existentes en líquidos o suelos (Cabrera et al, 2006).

Los métodos basados en las combinaciones $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, O_3/UV y $\text{H}_2\text{O}_2/\text{O}_3/\text{UV}$ aprovechan la fotólisis (mediante radiación de longitud de onda inferior a 300 nm) del H_2O_2 y del Ozono para producir el radical hidroxilo (Malato et al, 2002).

Procesos fotocatalíticos.

La fotocatalisis se define como la aceleración de una foto-reacción producida por un catalizador. Cuando se habla de fotocatalisis se hace referencia a una reacción catalítica que involucra la absorción de luz por parte de un catalizador o sustrato.

Estos procesos tienen especial interés, ya que pueden tener lugar mediante luz UV natural (solar), si el semiconductor que se utiliza tiene una separación energética adecuada entre su banda de valencia y conducción, que pueda ser superada por la energía contenida en un fotón solar (longitud de onda superior a 300 nm). Las partículas de dióxido de titanio (TiO_2) se han mostrado como un excelente catalizador en este caso, su separación energética es de 3.2 eV (figura 7), que corresponde a una longitud de onda inferior a 390 nm. Los

semiconductores Zn y WO_3 presentan el mismo valor de la separación energética que el TiO_2 .

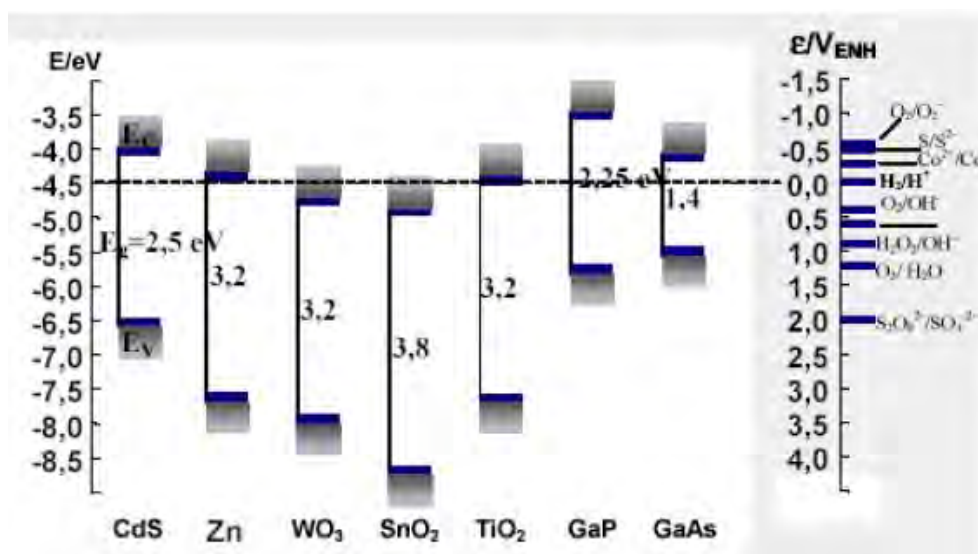


Figura 7. Bandas de conducción y de valencia de algunos pares Redox (Visitación, 2004).

Este proceso presenta una serie de ventajas que lo hacen realmente atractivo: transforma sustancias muy tóxicas (PCB, disolventes halogenados, pesticidas, etcétera) hasta subproductos como agua, CO_2 y ácidos inorgánicos.

Fotocatálisis homogénea.

Las aplicaciones anteriores de foto-degradación para tratar aguas contaminadas, implica el uso de $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$ y UV/O_3 . El uso de luz ultravioleta (UV) para la foto-degradación de contaminantes puede ser clasificado en dos áreas principales: foto-degradación directa y la foto oxidación. Éste último proceso involucra el uso de un agente oxidante para generar radicales que inician la oxidación. Los tres oxidantes más usados son: peróxido de hidrógeno, ozono y sistemas foto-fenton.

Fotocatálisis heterogénea.

La fotocátalisis heterogénea permite la degradación, e incluso mineralización, de contaminantes orgánicos recalcitrantes presentes en el agua o en el aire, básicamente mediante el uso de un semiconductor, una fuente de irradiación y la presencia de oxígeno en el medio de reacción. Esta tecnología se basa en la irradiación de un catalizador, usualmente un semiconductor, que puede ser foto-excitado para formar sitios donadores de electrones (reductores) y sitios aceptores de electrones (oxidantes) de electrones (Sarria, 2003).

En la figura 8 se presenta el esquema de la fotocátalisis heterogénea. El método consiste en la radiación con luz ultravioleta de un sistema acuoso de un semiconductor -generalmente dióxido de titanio (TiO_2). Si la radiación se realiza con luz de energía mayor que la brecha interbanda del semiconductor (valor de energía entre bv y bc , conocido como "band gap"), la energía producida es suficiente para promover un electrón de la banda de valencia a la banda de conducción.

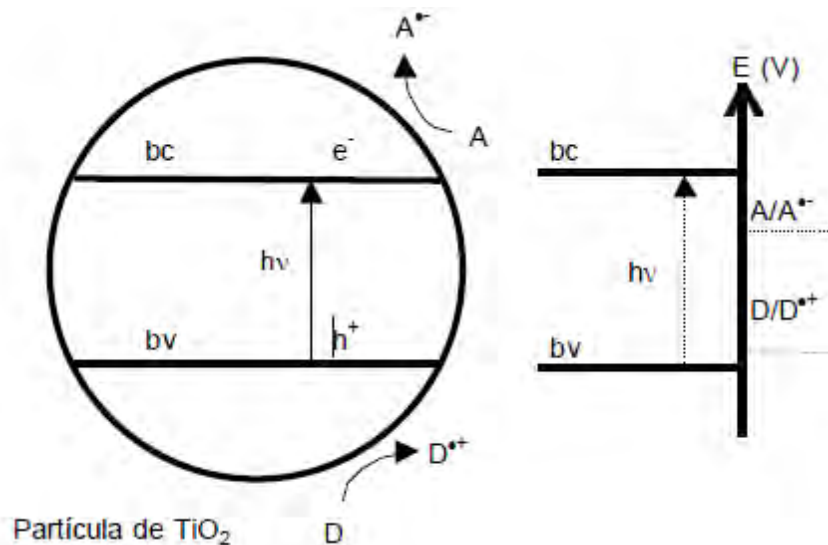


Figura 8. Diagrama simplificado de los procesos que ocurren en la fotocátalisis heterogénea (Litter et al, 2000).

Cuando un fotón con una energía $h\nu$ que iguala o supera la energía del salto de banda del semiconductor incide sobre éste, se promueve un electrón, e^- , de la banda de valencia (bv) hacia la banda de conducción (bc), generándose un hueco (h^+) en la banda de valencia (Torrico et al, 2006):



Ecuación general de Generación del par Electrón-Hueco.

Los pares electrón-hueco (e^-/h^+) generados migran hacia la interfaz óxido/disolución donde llevan a cabo reacciones de óxido-reducción con especies donadoras (D) oceptoras (A) adsorbidas o cercanas a la superficie del catalizador (Hidalgo et al, 2002) generando un catión radical $D^{\bullet+}$ (oxidación) y un anión radical $A^{\bullet-}$ (reducción).



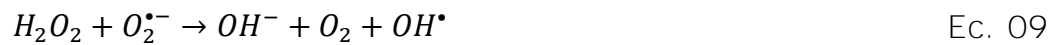
Así mismo, pueden reaccionar primero con especies como el agua y el ion OH^- para permitir la formación del radical OH^\bullet , que posteriormente oxidará al contaminante:



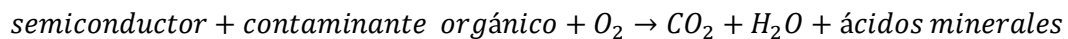
Al mismo tiempo, los electrones generados reaccionan con algún agente oxidante, generalmente el oxígeno para formar radicales superóxido y peróxido de hidrógeno:



Las reacciones continúan ocurriendo para formar más radicales hidroxilo, que serán los encargados de la mineralización de las sustancias orgánicas:



Pelizzetti Ezio (1995) menciona que la fotocatalisis heterogénea permite la degradación e incluso la mineralización de gran variedad de compuestos orgánicos según la reacción global siguiente:



Además de la degradación de materia orgánica, el proceso puede transformar otros contaminantes tales como iones metálicos y puede aplicarse a la recuperación de metales nobles, reduciéndolos a un estado de oxidación más bajo e incluso precipitarlos como metales sobre el semiconductor:



Reducción de Iones Metálicos.

2.8 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS POA

Dentro de las ventajas de las nuevas tecnologías sobre los métodos convencionales, se encuentran:

- Transforman químicamente al contaminante.
- Se consigue la mineralización completa del contaminante.
- No generan lodos.
- Destruyen contaminantes que resisten otros métodos de tratamiento.
- Sirven para tratar contaminantes a muy baja concentración.
- No se forman subproductos de reacción, o se forman en baja concentración.
- Son ideales para disminuir la concentración de compuestos formados por pre-tratamientos alternativos, como la desinfección.
- Consumen mucha menos energía que otros métodos.
- Eliminan efectos sobre la salud de desinfectantes y oxidantes residuales como el cloro.
- Presentan alta reactividad con la mayoría de compuestos orgánicos. Las sustancias contaminantes son eliminadas **en un único proceso "in situ"**.

Las grandes desventajas que presentan los POA (Maldonado, 2000) son:

- El alto costo de los reactivos empleados, y
- El elevado consumo energético en caso de emplear radiación solar artificial.

2.9 PRINCIPALES LINEAS DE INVESTIGACIÓN.

El uso de los POA para remover los contaminantes en varias aplicaciones de tratamiento de aguas ha sido el objetivo de estudio por cerca de 30 años. Los primeros estudios en laboratorio para la desinfección del agua se realizaron en el Centro de Investigaciones Solares Sandía con pequeñas variaciones en los colectores parabólicos desarrollados (Blanco Gálvez, 2003), sin embargo estos procesos no incluían el uso de un catalizador y se limitaban a la destoxificación por calor.

Las principales líneas de investigación son: inactivación bacteriológica, degradación de compuestos químicos (en su mayoría fenólicos y clorados), hasta la degradación de materia orgánica y degradación de ácidos húmicos.

INACTIVACIÓN BACTERIOLÓGICA.

Los problemas asociados al uso del cloro en los procesos de desinfección del agua han motivado una línea de investigación que intenta encontrar alternativas al uso del cloro. La inactivación de *E. coli* se ha logrado con una concentración óptima de TiO_2 de 1mg/L y con el uso de lámparas BLF (Bekbölet, 1997). En un esfuerzo por optimizar la tasa de inactivación del proceso SODIS (Solar Disinfection), se estudió la posibilidad de utilizar capas de TiO_2 en el proceso para la inactivación de *E. coli* (Duffy et al, 2004), demostrando que se requiere de menor tiempo de exposición solar con esta alternativa.

DEGRADACIÓN DE COMPUESTOS FENÓLICOS.

Lindner et al (1997) analizaron la actividad fotocatalítica de varios materiales de TiO_2 , éstos fueron comparados estudiando la degradación de compuestos alifáticos y aromáticos (4-cloro fenol y ácido

dicloroacético) para determinar la concentración óptima para su degradación, utilizando anatasa pura.

Otros estudios describen la degradación de compuestos fenólicos y polifenólicos presentes en el efluente de industrias de papel, por diferentes procesos de oxidación avanzada que involucran el uso de O_2 , TiO_2 y luz UV. La degradación se monitoreó por cambios de color, pH, DBO y DQO (Mancilla et al, 1997) o la comparación entre la degradación fotocatalítica homogénea y heterogénea de clorofenoles en TiO_2 (Doong et al, 2000) además del mecanismo de catálisis directa con fotocátalisis, demostrando ser más eficiente el sistema homogéneo sobre el heterogéneo y la fotólisis directa sobre la fotocátalisis.

DEGRADACIÓN DE ÁCIDOS HÚMICOS COMERCIALES.

Se ha analizado la eficiencia fotocatalítica del TiO_2 en relación a la degradación de ácidos húmicos en solución acuosa usando lámparas de luz solar (Bekbölet et al, 2002; Cho et al, 2002), resultando que la tasa de fotólisis es dependiente del pH.

En otra investigación (Wiszniewski et al, 2002), se obtuvo el 88% de remoción de carbono orgánico total después de 6 horas de radiación solar a una concentración de 1gr de TiO_2 por litro.

DEGRADACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA NATURAL.

Tanaka et al (2001) compararon experimentalmente la eficiencia de diferentes POA en la oxidación química de materia orgánica en el tratamiento secundario de aguas residuales municipales. Los procesos catalíticos de O_3/TiO_2 mostraron una tendencia a incrementar la eficiencia de la ozonización al inicio de la reacción bajo condiciones

descarbonatadas. Los resultados mostraron también que la adición de TiO_2 inhibe la ozonización bajo la presencia de carbonatos. Por otra parte, el proceso de oxidación fotocatalítica UV/ TiO_2 no redujo el carbono orgánico como los demás métodos pero se estima que a un tiempo mayor lo podría lograr. Murray y Parsons (2004) estudiaron tres diferentes POA, para la remoción de materia orgánica natural presente en el agua, demostrando que los procesos con TiO_2 y foto-fenton remueven demasiado rápido la concentración de carbono orgánico disuelto.

A pesar de ser varias las investigaciones realizadas, son pocos los estudios que combinan el uso del TiO_2 y los colectores solares. Xi et al (2001) utilizaron un reactor de cascada con TiO_2 para la degradación de ácido dicloroacético y agua residual de un lavadero de autos, determinando que es técnicamente y comercialmente atractiva la aplicación de este método de tratamiento.

2.10 TECNOLOGÍA DE LOS COLECTORES SOLARES.

En el caso de la luz solar, la radiación que alcanza la superficie terrestre sin ser desviada o absorbida por los diferentes componentes atmosféricos (ozono, oxígeno, dióxido de carbono, nubes) se denomina radiación directa, entre tanto, la que es absorbida o desviada se denomina radiación difusa y a la suma de ambas se le conoce como radiación global (Maldonado, 2000).

Para el adecuado aprovechamiento de la luz solar, es necesario el diseño de equipos que puedan captar la mayor cantidad posible de ésta y por ello la clasificación de los colectores solares se realiza dependiendo del grado de concentración alcanzado, que viene dado por la relación entre el área de la superficie de captación y el área del reactor. De acuerdo a este criterio, los colectores se dividen en tres tipos (Maldonado, 2000):

- Sin concentración
- De mediana concentración
- Alta concentración

COLECTORES SOLARES SIN CONCENTRACIÓN.

Se caracterizan por ser estáticos y alcanzar temperaturas promedio de 70°C (figura 9) generalmente utilizados para la obtención de agua caliente para uso sanitario. Comúnmente consisten en una placa plana inclinada hacia el ecuador, dependiendo del lugar geográfico en el que se encuentren (latitud). La principal ventaja de estos colectores, es su simplicidad y menor costo de fabricación.

- Colector solar de placa plana: están formados por una placa inclinada hacia el sol por la que el agua a tratar fluye. Generalmente no poseen tapa.
- Tubulares: esta clase de colectores consisten en gran cantidad de pequeños tubos conectados en paralelo y funcionan con flujos más

altos que los de placa plana, aunque el funcionamiento es básicamente el mismo.



Figura 9. Colectores solares sin concentración. Izquierda, Reactor de placa plana; derecha, foto-reactor tubular.

Técnicamente no se recomienda el uso de tubos de vidrio común ya que absorben parte de la luz UV que llega a su superficie. El material con un mejor grado de transmitancia es el cuarzo (figura 10), sin embargo es poco empleado debido a su elevado costo.

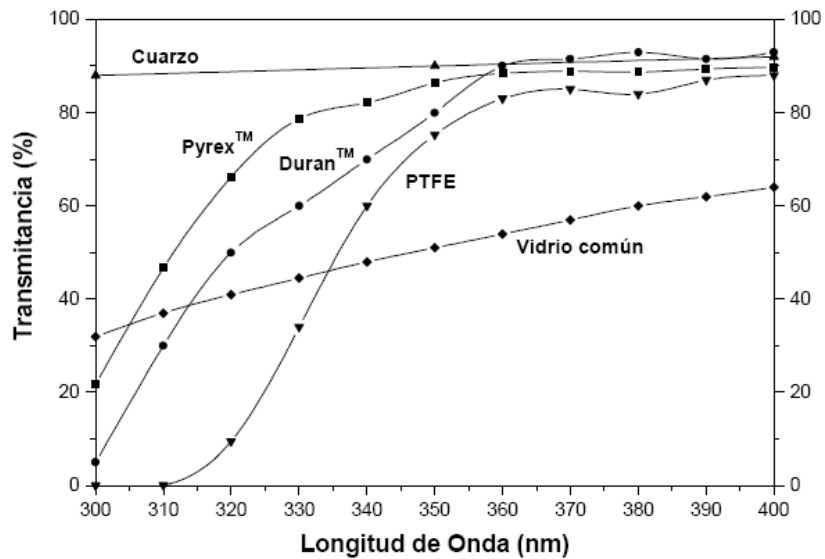


Figura 10. Transmitancia de diferentes materiales válidos para reactores fotocatalíticos (Salazar y Gonzalez, 2008).

COLECTORES SOLARES DE MEDIANA CONCENTRACIÓN.

Los primeros foto-reactores para aplicaciones de fotocátalisis solar que se diseñaron, a finales de los años 80, estuvieron basados en Captadores Cilindro-Parabólicos. Esto fue debido a la fácil adaptación de los sistemas existentes en aquella época.

Los captadores cilindro-parabólicos (figura 11) consisten en una estructura que soporta una superficie altamente reflectante y concentradora de la luz UV con forma de parábola. Estos sistemas se diseñan con seguimiento solar de uno y dos ejes.



Figura11. Colector solar de media concentración con seguimiento de un eje (Maldonado 2000).

COLECTORES SOLARES DE ALTA CONCENTRACIÓN.

La principal característica de estos sistemas, es su geometría en forma de paraboloide de revolución (figura 12). Utiliza sistemas de seguimiento solar para garantizar la iluminación constante del foco (reactor). Son utilizados para la producción de vapor en las centrales térmicas.



Figura 12. Colectores solares de alta concentración, desarrollados en la PSA.

COLECTORES CILINDRO-PARABÓLICO COMPUESTOS.

El estudio de los colectores cilindro-parabólico compuestos (CPC) requiere de mención aparte para su estudio dada su popularidad fundamentada en las ventajas que brinda al diseñarse basándose en un sistema cilindro-parabólico, pero manteniendo una razón de concentración baja.

Los colectores tipo CPC conjugan las ventajas proporcionadas por un colector de mediana concentración (aprovecha la radiación difusa) y la sencillez de un sistema no concentrador, al no requerir los complicados mecanismos de seguimiento solar. Es precisamente el diseño de la superficie reflectante el que propicia que toda la radiación solar que incide sobre el colector CPC sea aprovechada y reflejada sobre el tubo foto-reactor (Cáceres, 2002). La Razón de Concentración (RC) de un reactor CPC está en función del rango angular (θ_A) en el cual toda la radiación incidirá sobre el reactor o será reflejada sobre el mismo:

$$RC = \frac{1}{\text{sen } \theta_A} \quad \text{Ec. 12}$$

Cuando θ_A es igual a 90° , se obtiene una RC igual a 1, lo que significa que la concentración solar es igual a 1 Sol.

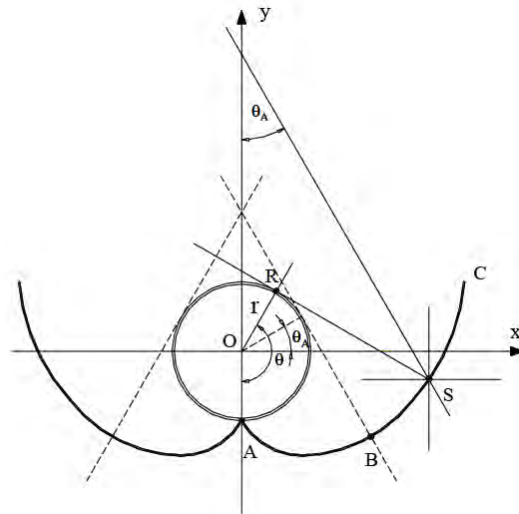


Figura 13. Diagrama geométrico de un Reactor CPC.

Los colectores tipo CPC (figura 13) son sistemas estáticos que poseen una superficie reflectora enfocada hacia un reactor cilíndrico siguiendo una involuta definida (AB), complementada con una sección posterior (BC). La curva, el lugar geométrico descrito por el punto genérico S, se describe en función de dos parámetros:

$$\theta = \overline{OA} < \overline{OR}, \quad \text{donde } O \text{ es el centro del reactor} \quad \text{Ec. 13}$$

$$\rho = \overline{RS} \quad \text{Ec. 14}$$

La sección AB de la curva se obtiene mediante la fórmula:

$$\rho = r\theta \text{ para } |\theta| \leq \theta_A + \frac{\pi}{2} \quad \text{Ec. 15}$$

La sección BC viene dada por la ecuación:

$$\rho = r \left[\frac{\theta + \theta_A + \pi - \cos(\theta - \theta_A)}{1 + \sin(\theta - \theta_A)} \right] \text{ para } \theta_A + \frac{\pi}{2} \leq |\theta| \leq \frac{3\pi}{2} - \theta_A \quad \text{Ec. 16}$$

CAPÍTULO 3

METODOLOGÍA

3.1 MUESTRAS DE AGUAS SUPERFICIALES.

Para probar la eficiencia de los POA en la potabilización de aguas superficiales, se seleccionó una estación de muestreo sobre el cauce del río Hondo, ubicada en la comunidad Subteniente López, a 10 km de la desembocadura del río en la ciudad de Chetumal, en las coordenadas **18°29'31.1" N y 88°23'47.9" W**. (figura 14). El río Hondo es el único río de la Península de Yucatán, abarcando una longitud de 115 km, que forman la frontera natural entre México y Belice (CONAGUA, 2011). En la estación se tomaron muestras de agua superficial en botellas de plástico y se conservaron en refrigeración a 4 °C.



Figura 14. Punto de muestreo de aguas superficiales, sobre el río Hondo. Fuente: Google Earth 2012.

3.2 MÉTODOS ANALÍTICOS.

Para el análisis de las muestras de agua; antes, durante y después de los procesos de tratamiento, se midieron diferentes parámetros físicos y químicos que sirvieron para determinar la eficiencia de la incorporación de un POA al proceso convencional de potabilización de aguas superficiales. En todos los casos se utilizaron productos químicos grado reactivo, tal como se establece en los procedimientos aplicados.

Parámetros Físico – Químicos

En la tabla 6 se presentan los métodos analíticos empleados en el estudio de los diferentes parámetros físico-químicos de las muestras de aguas superficiales.

Tabla 6. Parámetros físico-químicos y métodos analíticos.

Parámetro	Instrumentación y/o Norma
pH y Temperatura	Potenciómetro marca Hanna Instruments HI 991003
Oxígeno disuelto	Medidor de Oxígeno marca Hanna Instruments HI 9142
Conductividad	Medidor de Conductividad marca Hanna Instruments HI 9033
Nitratos	Espectrofotómetro marca Hach modelo DR5000
Sulfatos	Espectrofotómetro marca Hach modelo DR5000
Dureza total	NMX-AA-072-SCFI-2001
DQO	NMX-AA-030-SCFI-2001
Zinc	Espectrofotómetro de absorción atómica marca VARIAN modelo SpectrAA 220
Plomo	Espectrofotómetro de absorción atómica marca VARIAN modelo SpectrAA 220
Cadmio	Espectrofotómetro de absorción atómica marca VARIAN modelo SpectrAA 220
Mercurio	Espectrofotómetro de absorción atómica marca VARIAN modelo SpectrAA 220

pH y Temperatura (°C).

El pH y la temperatura (°C) de las muestras se midieron con un potenciómetro con medidor de temperatura marca Hanna Instruments modelo HI 991003. La calibración del potenciómetro se realizó utilizando soluciones estándares de pH 4.01, 7.01 de grado analítico de la misma marca. La calibración del termómetro se efectuó por comparación con un termómetro de mercurio (ver tabla 7).

Tabla 7. Especificaciones técnicas del potenciómetro HI 991003.

Especificaciones		
Rango	pH	-2.00 a 16.00
	pH (en mV)	±825 mV
	ORP	±1999mV
	Temperatura	-5.0 a 105.0 °C
Resolución	pH	0.001
	pH (en mV)	1 mV
	ORP	1 mV
	Temperatura	0.1 °C
Precisión (20 °C)	pH	±0.02
	pH (en mV)	±2 mV
	ORP	±2 mV
	Temperatura	±0.5 °C hasta 60 °C

Oxígeno disuelto

La medición del oxígeno disuelto presente en las muestras se realizó mediante un medidor de oxígeno disuelto marca Hanna Instruments, modelo HI 9142, calibrado con la solución de oxígeno cero HI 7040.

Tabla 8. Especificaciones técnicas del oxímetro HI 9142.

Especificaciones	
Rango	0.0 a 19.9 mg/L
Resolución	0.1 mg/L
Precisión (20 °C)	±1.5% fondo de escala
Calibración	Manual 1 y 2 puntos (cero y curva)
Compensación de temperatura	Automática de 0 a 30 °C

Conductividad eléctrica

Se midió la conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) con un conductímetro marca Hanna Instruments modelo HI 30 marca Crison, fundamentado en el Método Normalizado 2510 B.

Tabla 9. Especificaciones técnicas del conductímetro.

Especificaciones	
Rango	De 0.00 – 19.99 $\mu\text{S}/\text{cm}$ De 0.0 – 199.9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ De 0.0 – 199.9 S/cm De 0 – 1999 S/cm
Resolución	0.01 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 0.1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 0.1 S/cm 1 S/cm
Precisión (20 °C)	$\pm 1\%$ fondo de escala
Desviación EMC Típica	$\pm 1\%$ fondo de escala
Compensación de temperatura	Automática de 10 a 50 °C, con β de 2 % °C

Nitratos

Para determinar la cantidad de nitrato presente en el agua, se utilizó un equipo de laboratorio marca Hach modelo Dr5000, basado en el método de reducción de cadmio (8039).

Sulfatos

La determinación de sulfato presente en agua, se realizó empleando un equipo de laboratorio marca Hach modelo Dr5000, basado en el método Sulfaver 4 (8051). Las muestras de agua para el análisis de este parámetro se diluyeron a 1:20 debido a la elevada concentración de sulfatos.

Dureza total

La determinación de la dureza total se realizó mediante la NMX-AA-072-SCFI-2001.

DQO

La determinación de la Demanda Química de Oxígeno se efectuó mediante la norma mexicana NMX-AA-030-SCFI-2001.

Medición de metales pesados (Zn, Pb, Cd y Hg)

La determinación de metales pesados se realizó mediante un espectrofotómetro de absorción atómica marca VARIAN de doble rayo modelo SpectrAA 220, con llama aire-acetileno y óxido nitroso-acetileno y generador de hidruros VGA 77.

3.3 DESARROLLO DEL PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL.

Construcción del reactor fotocatalítico

Para la realización de los POA, se construyó un reactor solar (figura 15) de tubos evacuados de borosilicato, empleados para calentadores solares. Estos tubos fueron recortados por los extremos para separar el tubo de vidrio transparente. Se utilizaron tres tubos de 111 cm de longitud y 4.5 cm de diámetro, colocados en un soporte de madera y bastidor de acero de 81 x 100 cm. Además se construyó una superficie reflectora con lámina galvanizada estructural calibre 22, pulida. El tanque de aireación se fabricó de vidrio, con dimensiones de 20x25x50 cm, para un volumen de 25 litros. Para la aireación se instaló una cabeza de poder con aireador marca ResunSP-3800 con un caudal de recirculación de 2000 litros/hora.



Figura 15. Reactor solar tubular.

Medición de la radiación solar.

Para la correcta interpretación de los resultados que se obtienen de los POA, es indispensable la medición de la radiación solar que incide sobre el reactor empleado, ya que de ésta depende la eficiencia del proceso, al ser el activador del fotocatalizador.

Durante todo el tiempo que duraron los ensayos de oxidación, la radiación solar se midió a través de un piranómetro fotocélula de sílice cuyas especificaciones se señalan en la tabla 10, acoplado a una estación meteorológica modelo WeatherHawk 916 (figura 16).

Tabla 10. Especificaciones técnicas del piranómetro.

Especificaciones	
Sensor	Piranómetro fotocélula de sílice
Rango espectral	100 a 300nm
Precisión	+/- 2,5%
Salida	0,25 mV por $W m^2$
Rango de funcionamiento	0 a $2000 W m^2$
Rango de temperatura	-40°C a + 55° C



Figura 16. Estación meteorológica WeatherHawk 916.

Ensayos de oxidación avanzada.

Para el ensayo de Oxidación Avanzada se recolectaron dos muestras de agua de 20L a nivel de epilimnio en botellas de plástico, para el análisis de Dureza Total, DQO, Nitratos y Sulfatos, con el fin de conocer las características iniciales del agua y evaluar la eficiencia del tratamiento avanzado. Las muestras recolectadas fueron analizadas in situ para los parámetros de pH, temperatura, conductividad y oxígeno disuelto.

Cada muestra se filtró en laboratorio a través de filtros Whatman de grado 4 para la eliminación de sólidos suspendidos. La primera muestra de agua fue empleada para el ensayo de fotocatalisis heterogénea (UV/TiO₂/H₂O₂) y se preparó con 0.1 g de TiO₂ L⁻¹ y con 2 ml L⁻¹ de H₂O₂ mientras que la segunda muestra, para el ensayo de Fotólisis (UV/H₂O₂), se preparó con 4 ml L⁻¹ de H₂O₂ únicamente. Las muestras preparadas se expusieron a la radiación solar individualmente por un lapso de 3 horas (con recirculación), mediante un reactor fotocatalítico con una inclinación de 18° mirando al sur, correspondiente a la latitud de Chetumal, Quintana Roo.

Posteriormente se tomaron muestras de agua del colector fotocatalítico a distintos tiempos de exposición solar (60, 120 y 180 minutos), para las mediciones inmediatas de los parámetros: temperatura, conductividad, Oxígeno disuelto y pH. Previa filtración de la muestra para la recuperación del TiO₂ (primera muestra únicamente) seguidamente se realizaron las mediciones de DQO, Dureza total, Sulfatos y Nitratos.

3.4 COMPARACIÓN DE ENSAYOS DE POTABILIZACIÓN: POA VS MÉTODO CONVENCIONAL.

Construcción del sistema de filtros

Para llevar a cabo los ensayos de potabilización del agua de río, se construyó un sistema de filtros dispuestos linealmente, tal como se ilustra en la figura 17. Se colocaron dos filtros Rotoplás Paso 1, rellenos de resina y carbón activado respectivamente, acoplados a un filtro bacteriológico de cerámica marca Aquafilt rimega.



Figura 17. Sistema de filtros.

Potabilización mediante incorporación de un POA al sistema convencional.

Para la comparación de los métodos de potabilización, se tomaron dos muestras de agua en el punto de control, realizando el mismo procedimiento de recolección y análisis de muestras.

Para comparar los dos sistemas de potabilización planteados, se optó por realizar las pruebas preparando la muestra de agua con 0.1 g L^{-1} de TiO_2 y 4 ml L^{-1} de H_2O_2 . En los resultados obtenidos en los ensayos previos, se observó una escasa eficiencia de la fotocatalisis heterogénea atribuida a la poca radiación solar recibida, mientras que en el ensayo de fotólisis se observó una alta eficiencia en la disminución de los parámetros de estudio, ante tal situación se determinó conveniente

mantener la concentración de TiO_2 de la fotocatalisis y utilizar la concentración de H_2O_2 empleada en la fotólisis, ya que se trata de un agente que ayuda a mejorar el desarrollo y eficiencia del proceso (Gil et al, 2007; Restrepo et al , 2008), mediante el aporte de una mayor cantidad de radicales Hidroxilo (Visitación, 2004).

El tiempo de exposición solar del agua fue de tres horas (tiempo óptimo hallado), durante el cual se midió la radiación solar recibida a través del piranómetro, descrito previamente. Transcurrido el tiempo de exposición solar, el agua se filtró utilizando filtros Whatman de 4 micras, para la recuperación del dióxido de titanio.

Posteriormente, se realizó la prueba de jarras para la simulación de la etapa coagulación-floculación adicionando 6 ml/L al 1% de sulfato de aluminio como coagulante. El agua obtenida fue ingresada al sistema de filtros descrito previamente mediante una bomba centrífuga marca Pequeño Gigante. A la salida de los filtros se tomó una muestra de agua para el análisis de los siguientes parámetros: pH, conductividad, Oxígeno disuelto, Dureza total, Sulfatos, Nitratos, Zn, Pb, Cd y Hg.

Ensayo de potabilización convencional.

Para la realización de este ensayo, la muestra de agua de río se filtró en laboratorio mediante filtros Whatman que simuló la etapa de pretratamiento descrito en el apartado 2.6 página 26. Seguidamente se procedió a realizar la etapa de floculación-coagulación bajo condiciones idénticas a las empleadas en el ensayo anterior. Se procedió a la decantación y luego a la etapa de filtración mediante el sistema de filtros desarrollado. Al final del proceso, se colectaron muestras para la determinación de pH, conductividad, Oxígeno disuelto, Dureza total, Sulfatos y Nitratos.

CAPÍTULO 4

RESULTADOS Y DISCUSIONES

5.1 ENSAYOS DE OXIDACIÓN AVANZADA.

Con el objetivo de estudiar el efecto y la influencia de los POA en la potabilización de aguas superficiales, se optó por trabajar con muestras naturales provenientes del río Hondo. En la tabla 11 se presentan las características físicas y químicas iniciales del agua empleada en los ensayos.

Tabla 11. Caracterización inicial del agua empleada.

pH	Temperatura	Conductividad	Oxígeno disuelto	Dureza total	DQO	Nitratos	Sulfatos
	°C	μS	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
7.83	30.1	2370	7.86	1256.74	25	1.5	1190

En la tabla 12 se presentan los resultados por cada parámetro de estudio en los diferentes tiempos de exposición solar, obtenidos en los dos ensayos de Oxidación Avanzada realizados.

Tabla 12. Resultados de los ensayos de Oxidación Avanzada.

Parámetros	Muestra inicial	Ensayo 1 – TiO ₂ /UV/H ₂ O ₂			Ensayo 2 – UV/H ₂ O ₂		
		60 min	120 min	180 min	60 min	120 min	180 min
pH	7.83	7.9	8.05	8.33	7.71	8.24	8.29
Temperatura	30.1	41.7	41.5	33.6	39.5	44.9	45.9
Conductividad (μS)	2370	2470	2440	2350	2380	2500	2540
O ₂ disuelto (mg/L)	7.86	12.53	11.14	13.45	18.96	19.3	19.9
Dureza (mg/L)	1256.74	1074.06	1112.616	1140.156	1117.206	1133.73	1153.008
Nitratos (mg/L)	1.5	0.9	0.9	1.1	1	0.9	0.8
Sulfatos (mg/L)	1190	1100	1010	1070	920	920	940

pH

En las seis pruebas realizadas (correspondientes a los dos ensayos) se registraron incrementos en las lecturas de pH, pareciendo estar relacionados los incrementos con el tiempo de exposición solar en el reactor. En el Ensayo 1 se registró un pH de 7.9, para 60 minutos de radiación; el pH para 120 minutos fue de 8.05 mientras que para 180

minutos se tuvo un pH de 8.33. En el segundo ensayo el pH correspondiente a 60 minutos fue de 7.61, para 120 minutos el pH registrado fue de 8.24 y para 180 minutos se registró un pH de 8.29.

Se observa que al final de los ensayos 1 y 2, el nivel de pH resulta ser similar (8.33 y 8.29, respectivamente) alcanzando un incremento máximo de 0.5 puntos. Litter et al (2000) reportaron incrementos en el pH conforme transcurría el experimento (tiempo de radiación solar) en experimentos para el tratamiento de EDTA, siendo las variaciones en algunos casos nulos o mínimos (0.5 puntos en 6 horas) y en su mayoría variaciones muy amplias del rango de los 4 puntos, para más de 6 horas de experimentación.

Teniendo en cuenta que el pH está definido como el logaritmo decimal negativo de la concentración de protones, que el pOH se define como el logaritmo natural negativo de la concentración de hidroxilo:

$$\text{pH} = -\log[\text{H}^+],$$

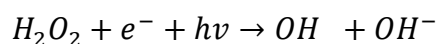
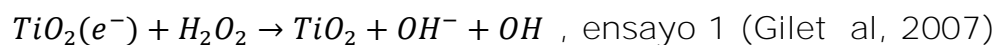
$$\text{pOH} = -\log[\text{OH}^-]$$

y a su vez, las siguientes expresiones:

Ácido: $[\text{H}^+] > [\text{OH}^-]$, por lo tanto $\text{pH} < 7$ y $\text{pOH} > 7$

Básico: $[\text{OH}^-] > \text{H}^+$, por lo tanto $\text{pH} > 7$ y $\text{pOH} < 7$, entonces:

el incremento de pH en las muestras de agua tratada, se puede explicar por el incremento de iones OH^- dadas las siguientes ecuaciones:



Temperatura

Debido a la acción del colector solar, la temperatura registró un incremento de hasta 15.8°C (ensayo 2 a 180 minutos). Los resultados obtenidos en el ensayo 1 para 60, 120 y 180 minutos fueron de 41.7, 41.5 y 33.6 grados respectivamente. En el ensayo 2, las medidas de temperatura fueron de 39.5, 44.9 y 45.9 grados para los tiempos de 60, 120 y 180 minutos respectivamente, observándose que las temperaturas del ensayo 1 fueron menores en comparación con el ensayo 2.

Par este estudio, se realizó el seguimiento a la variación de la temperatura como indicador del estado físico de la muestra analizada. A pesar de las variaciones en la temperatura, Garcés et al (2004) refieren que no existe afectación significativa de ésta en la eficiencia de los POA, aseveración que concuerda a lo expresado por Rubiano y colaboradores (2005), quienes señalan que la contribución de la temperatura al proceso de oxidación fotocatalítica es muy poca.

Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica del agua registró variaciones, en su mayoría superiores a la conductividad de la muestra inicial. Para la fotocatalisis heterogénea, la medida después de 60 minutos de reacción fue de 2470 μ S y posteriormente se registraron mediciones decrecientes, contrastando con la fotólisis en donde se registraron incrementos conforme aumentó el tiempo del agua en el reactor, siendo el mayor incremento en la prueba con 180 minutos.

Oxígeno disuelto

Tal como se esperaba, debido al uso de un aireador, el oxígeno disuelto se incrementó en todas las muestras alcanzando la saturación en el ensayo 2 con tiempo de residencia en el colector de 180 minutos. Es importante remarcar que los mayores niveles alcanzados en los parámetros físicos analizados se presentaron en el ensayo de fotólisis, con un tiempo de exposición solar de 180 minutos.

Dureza total

La dureza total de la muestra inicial fue de 1256.74 mg/L, obteniéndose una mayor disminución en el ensayo 1 con 60 minutos bajo radiación solar. En todas las pruebas se registró un descenso superior a 100mg/L de dureza total. La figura 18 señala un comportamiento similar entre los dos ensayos efectuados, registrándose las menores concentraciones de dureza total con un tiempo de exposición solar de 60 minutos en ambos ensayos. En las muestras tomadas a 120 y 180 minutos se registraron los mayores incrementos en las mediciones alcanzando niveles cercanos a los 1150 mg/L en ambos casos.

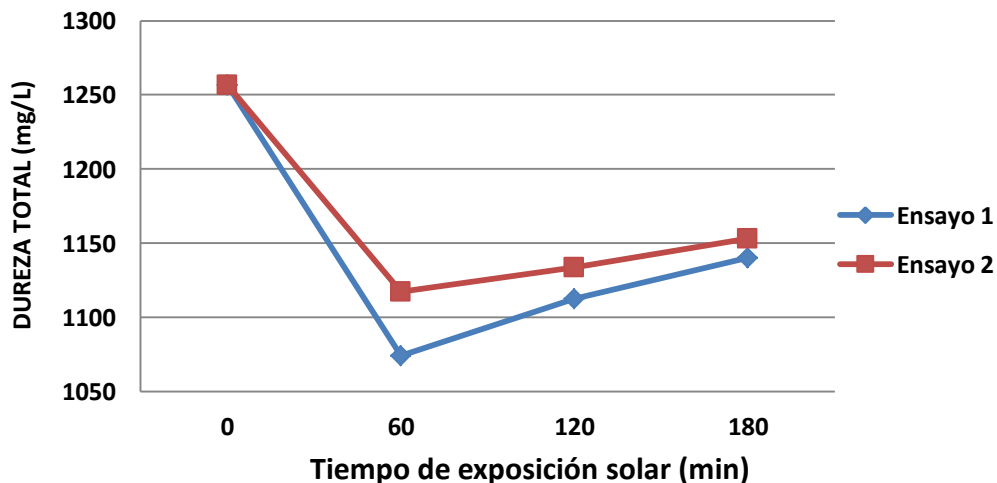


Figura 18. Comportamiento de la dureza total.

Nitratos

La figura 19 muestra la variación entre las concentraciones de nitratos en la muestra inicial y los diferentes tiempos de exposición a la luz solar para los dos ensayos efectuados. En la muestra de agua superficial se encontró una concentración de 1.5 mg/L y la mayor eliminación ocurrió en el ensayo 2 a 180 minutos, reduciendo a 0.8 mg/L de nitratos representando el 46% de reducción.

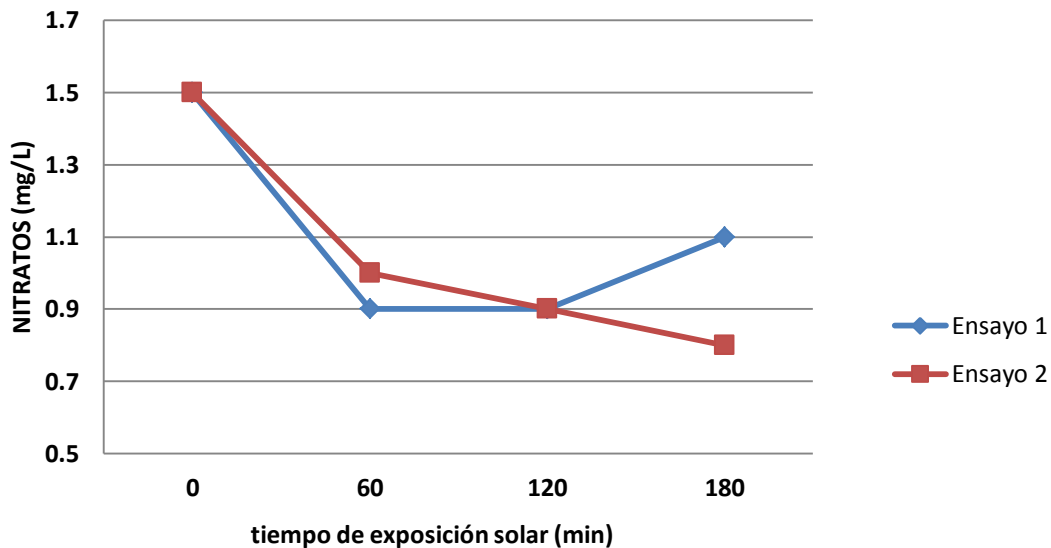
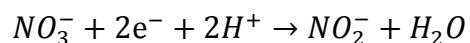


Figura 19. Variación de nitratos.

El comportamiento de este parámetro fue similar en ambos ensayos para los tiempos de exposición de 60 minutos registrando una reducción de 40% en el ensayo 1 y 33.3% en el ensayo 2. Para la prueba a 120 minutos, se registró una disminución de 40% para ambos ensayos. Sin embargo, para 180 minutos de radiación, se observa un incremento en el ensayo 1 con respecto a la medición anterior, registrando una disminución del 26.6% únicamente. En el ensayo 2 se registró una reducción continua de nitratos, ya que en el último tiempo de exposición solar se registró una mayor eliminación de nitratos con relación a los tiempos previos, alcanzando el 46.6% de eficiencia.

La disminución en los niveles de nitratos podría estar sujeta al POA, ya que se requiere de aportes de electrones para que se realice la desnitrificación (Cervantes et al, 2000) de acuerdo a la siguiente ecuación (Pucneau, 2006), en la que se aprecia además, el consumo de iones hidrógeno (producto de la ecuación 3.4) lo que favorece el incremento del pH en el agua:



La ecuación anterior describe la respiración del nitrato bajo condiciones anaerobias por acción bacteriana, sin embargo se ajusta a los resultados obtenidos en el desarrollo de esta tesis.

Sulfatos

La muestra de agua del río Hondo presentó una concentración inicial de 1190mg/L de sulfatos y los resultados de los ensayos del POA muestran que después de 60 minutos de exposición en el reactor solar se obtuvo una concentración de 1100 mg/L, 1010 mg/L para 120 minutos de exposición y 1070 mg/L para 180 minutos, en el ensayo 1. En el ensayo 2, con tiempos de exposición solar de 60 y 120 minutos se registraron concentraciones de 920 mg/L mientras que para 180 minutos en el reactor solar se obtuvieron 940 mg/L (figura 20).

El mayor porcentaje de reducción de sulfatos en el ensayo 1 se registró en la prueba de 120 minutos con 15.12% mientras que en el ensayo 2, para los primeros dos tiempos analizados les corresponde una reducción del 22.68% y para el tercer tiempo (180 min) se registró una disminución del 21%, siendo estos porcentajes muy estables en comparación con el ensayo 1.

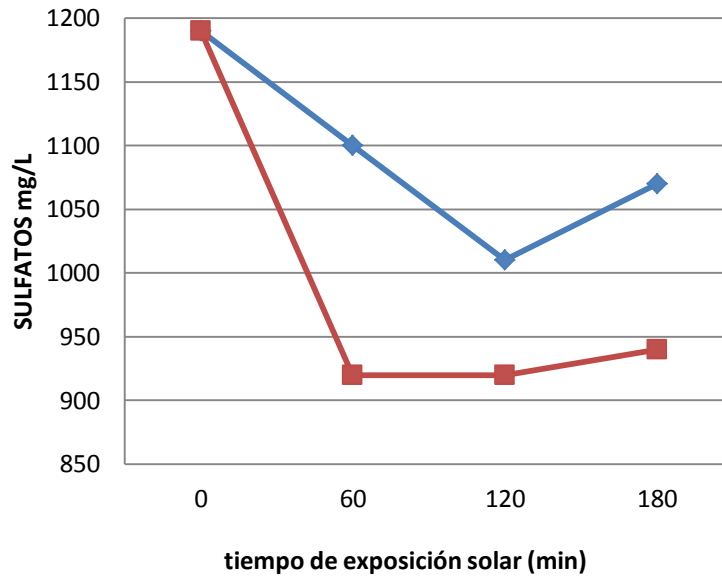
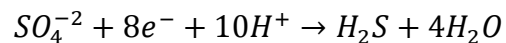


Figura 20. Variación de sulfatos en los 2 ensayos realizados.

La disminución en la cantidad de sulfatos presente en la muestra se puede explicar de acuerdo a la reacción redox (Fagundo et al, 2005):



Al igual que en la desnitrificación, se observa el consumo de electrones y iones H^+ .

Medición de la radiación solar

Para los ensayos de oxidación avanzada por fotocatalisis con dióxido de titanio, se requiere de radiación solar UV (λ entre 320 y 390 nm) para permitir que se active el catalizador empleado.

En la figura 21 se muestran las mediciones de la radiación solar (W/m^2) tomados cada 10 minutos, a partir del inicio de la prueba de oxidación avanzada con agua superficial para cada uno de los ensayos realizados.

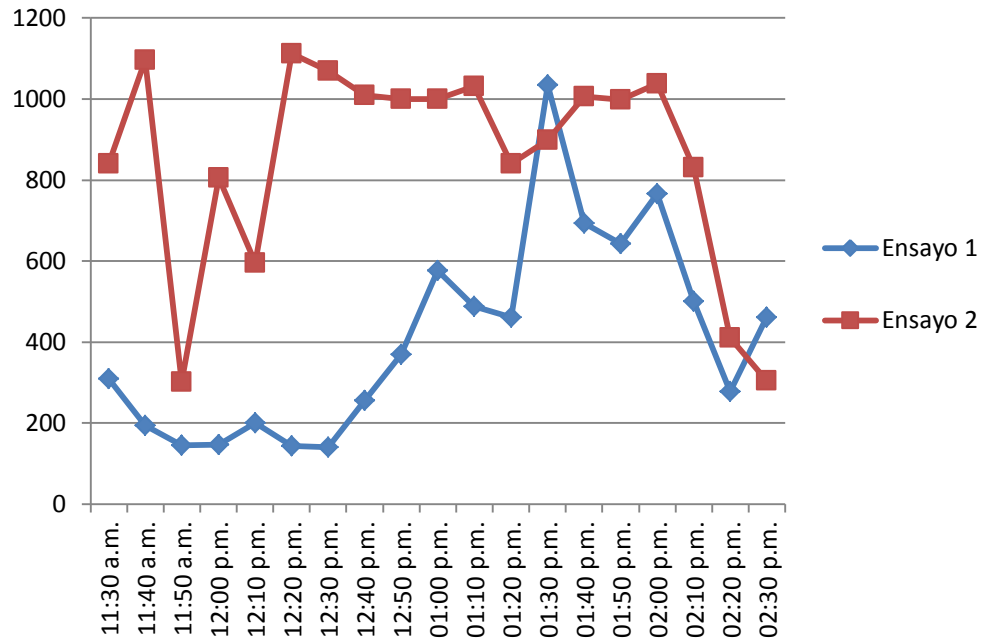


Figura 21. Radiación solar recibida en los ensayos.

La menor cantidad de radiación recibida en el ensayo 1, justifica la baja eficiencia del proceso (derivado de la escasa activación del TiO_2 empleado como catalizador), reflejada en los bajos rendimientos obtenidos en comparación con el ensayo 2. En promedio, durante el ensayo 1 se registraron 411.05 W/m^2 mientras que en el ensayo 2 se registraron 851.89 W/m^2 .

5.2 COMPARACIÓN DE ENSAYOS DE POTABILIZACIÓN: FOTOCATÁLISIS HETEROGÉNEA VS MÉTODO CONVENCIONAL.

En la tabla 13 se presentan los resultados por cada parámetro de estudio, obtenidos en las pruebas de potabilización.

Tabla 13. Comparación Fotocatálisis vs Potabilización convencional.

Parámetros	Muestra inicial	Fotocatálisis	Potabilización Convencional
pH	7.48	7.42	7.26
Conductividad	1124	1275	1096
Oxígeno disuelto	5.33	19.9	17.43
Dureza	1002.45	873.93	925.34
Nitratos	6.8	3.5	5.2
Sulfatos	1020	660	860
Zinc	0.2674	0.2094	-
Plomo	0.5186	0.2746	-
Cadmio	0.5301	0.066	-
Mercurio	0.158	0.0407	-

pH

La medida de pH inicial en el agua tratada se encuentra en un punto intermedio de lo establecido por la NOM-127-SSA1-1994 y es muy similar al encontrado por Buenfil y Flores (2007) quienes reportaron un pH de 7.55 en muestras de agua del río Hondo a nivel epilimnio, en Subteniente López.

Después de realizados los dos procesos de potabilización, se aprecia en la fotocatalisis una mínima disminución en la medida del pH, hallándose la mayor diferencia en la potabilización convencional. Sin embargo, las variaciones encontradas continúan dentro de un rango neutro aceptado para el agua potable, razón por la cual no representa mayor inconveniente esta variación de dos décimas de unidades de pH.

Conductividad

El proceso de fotocátalisis empleado registró un incremento de 151 μ S respecto a la muestra inicial de agua (1124 μ S), mientras que el proceso convencional registró una ligera disminución de 28 μ S.

Oxígeno disuelto

Los procesos de potabilización empleados alcanzaron elevados niveles de oxígeno disuelto especialmente en la fotocátalisis heterogénea en donde se alcanzó el 100% de saturación, mismo nivel alcanzado en el ensayo de fotólisis del apartado anterior. Mediante la potabilización convencional se alcanzó un nivel de oxigenación de 17.43 mg/L.

Dureza

La potabilización con la incorporación de la fotocátalisis heterogénea registró una disminución de 128.52 mg de dureza (12.82%), contra 77.11 mg (7.69%) que se redujeron en la experimentación de potabilización convencional. El porcentaje de eliminación por fotocátalisis heterogénea se encuentra dentro de los niveles encontrados en el ensayo 1 del apartado anterior, mientras que el porcentaje correspondiente a la potabilización convencional se apega más a los resultados obtenidos en el ensayo 2.

Nitratos

La concentración inicial de nitratos en el agua de río registró un incremento respecto a los ensayos de oxidación avanzada realizados previamente, posiblemente al arrastre de fertilizantes provenientes de la zona cañera. Sin embargo, pese a este incremento registrado (superior al 300%), de acuerdo a la norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994,

la concentración inicial (6.8 mg/L) se encuentra dentro de los límites permisibles.

Después del ensayo de potabilización con fotocátalisis, la concentración de nitratos disminuyó a 3.5 mg/L, representando una disminución del 48.52% muy similar al registrado en el ensayo de fotólisis descrito anteriormente. La potabilización convencional registró una concentración de 5.2 mg/L de nitratos, arrojando una disminución del 23.52% siendo menor al 50% de la fotocátalisis heterogénea.

Sulfatos

Al inicio de los procedimientos de potabilización realizados, la concentración de sulfatos en el agua fue de 1020 mg/L y registró una disminución del 35.29% quedando en 660 mg/l en la potabilización propuesta en este trabajo, mientras que en la potabilización convencional, únicamente registró una disminución del 15.68%, registrándose una concentración de 860 mg/L.

Al igual que en la disminución de nitratos, se observa que para los sulfatos la incorporación de la fotocátalisis heterogénea presenta el doble de eficiencia en la eliminación de dichos parámetros.

A pesar de la disminución del 35.29%, la concentración de sulfatos en el agua supera los límites máximos permisibles establecidos en la NOM-127-SSA1-1994 que refiere 400 mg/L como límite superior.

Metales pesados

La concentración de metales pesados se realizó únicamente en la muestra inicial y en el procedimiento de potabilización que incluye el POA, ya que la potabilización convencional no influye en la disminución de estos contaminantes.

- a) **Zinc**. La concentración inicial de zinc en el agua tratada fue de 0.2674 mg/L y después del proceso de tratamiento, la concentración se redujo a 0.2094 mg/L, obteniéndose una reducción del 21.69%. En ambos casos, las concentraciones se encuentran muy por debajo de lo establecido como límites permisibles en la NOM-127-SSA1-1994.
- b) **Plomo**. El procedimiento de potabilización estudiado arrojó una reducción del 47.04% de plomo ya que inicialmente el agua de río tenía una concentración de 0.5186 mg/L y después del tratamiento, la concentración fue de 0.2746 mg/L. La norma oficial mexicana establece como límite máximo permisible en aguas de consumo humano una concentración de 0.025 mg/L de plomo, mismo que se encuentra muy por debajo de los resultados obtenidos.
- c) **Cadmio**. En el caso del cadmio, los resultados demuestran que el río Hondo presenta una concentración de 0.5301 mg/L y se obtuvo una reducción del 87.54% al finalizar el tratamiento con 0.066 mg/L.
- d) **Mercurio**. El agua de río empleada para la potabilización registró una concentración de 0.158 mg/L de mercurio y al final del tratamiento la concentración fue de 0.0407 mg/L, representando una reducción del 74.24% en la concentración de este metal. A pesar de este elevado porcentaje de eliminación del contaminante, no se cumple con la normatividad al ser el límite máximo permisible de mercurio en agua potable de 0.001 mg/L.

Medición de la radiación solar.

En la figura 22 se presentan las mediciones de la radiación solar recibidas durante los 3 experimentos realizados en el presente trabajo. A pesar de haberse presentado un descenso en el nivel de radiación solar en el punto medio del tratamiento por fotocatalisis heterogénea, el promedio recibido durante la experimentación ($837.1\text{W}/\text{m}^2$) es muy cercana a la recibida en el ensayo 2 ($851.89\text{ W}/\text{m}^2$) y es también el doble de lo recibido durante el ensayo 1 ($411.05\text{ W}/\text{m}^2$).

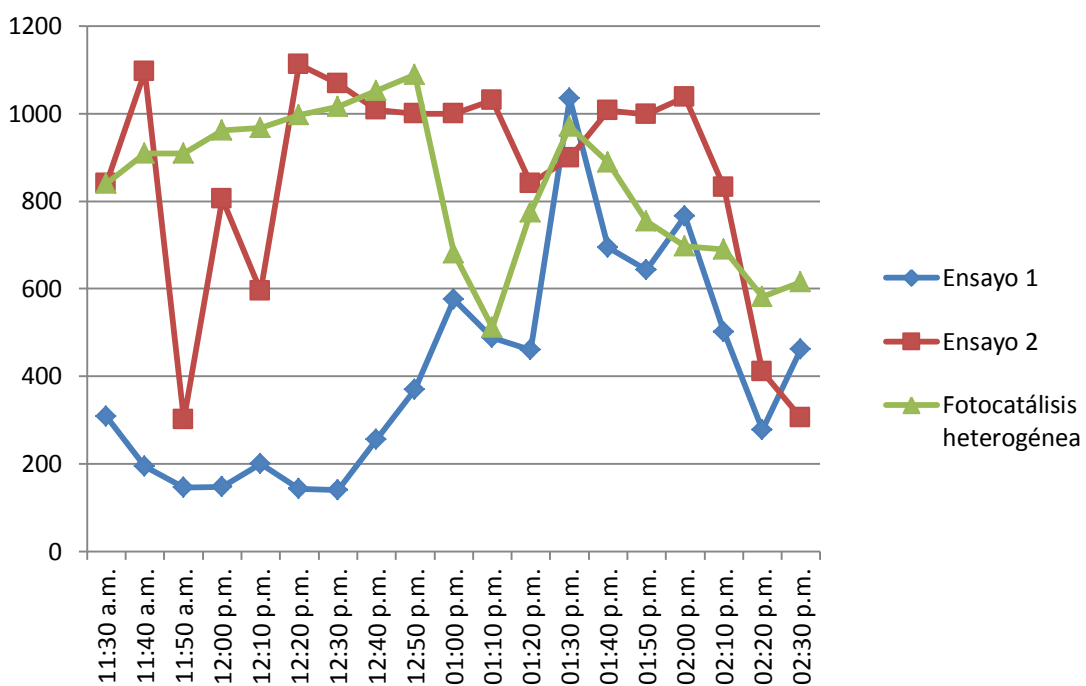


Figura 22. Radiación solar recibida durante los tratamientos.

CAPÍTULO 5

CONCLUSIONES

CONCLUSIONES.

La evaluación de transferencia de tecnología del POA, basado en dióxido de titanio, luz solar natural y peróxido de hidrógeno, empleando muestras brutas de agua del río Hondo, arroja una mayor eficiencia en el proceso de Fotocatálisis Heterogénea (UV/TiO₂/H₂O₂) comparado con el proceso de Fotólisis (UV/H₂O₂).

De acuerdo a los resultados obtenidos, se estima conveniente la exposición solar del agua mediante el reactor, por un tiempo de 180 minutos, durante el cual se obtienen los mayores porcentajes de remoción en los parámetros estudiados.

La incorporación del proceso fotocatalítico ensayado UV/TiO₂/H₂O₂, previo al proceso de potabilización convencional, resulta ser de gran ayuda en la disminución de dureza total (12.82%), nitratos (48.52%), sulfatos (35.29%), zinc (21.69%), plomo (47.04%), cadmio (87.54%) y mercurio (74.24%).

En este trabajo se ha demostrado la viabilidad de la incorporación de los Procesos de Oxidación Avanzada a la Potabilización Convencional de aguas superficiales a escala piloto, reemplazando la preoxidación con cloro o Halógenos, con lo cual contribuye a la disminución del Potencial de formación de subproductos de Desinfección hasta en un 80% (Canché, 2007).

BIBLIOGRAFÍA

- Al-Momani F. (2003). Combination of photo-oxidation processes with biological treatment. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.
- American Water Works Association (2002). Calidad y tratamiento del agua, manual de suministros de agua comunitaria. Mc Graw Hill.
- Andreozzi R., Caprio V., Insola A. y Marotta R. (1999). Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery. *Catalysis today*, Vol.53, pp.51-59.
- Bekbölet M. (1997). Photocatalytic bactericidal activity of TiO₂ in aqueous suspensions of E. Colli. *Water Science and Technology*. Vol. 35, No. 11-12, pp. 95-100.
- Bekbölet M., Suphandag A. S. y Uyguner C.S. (2002). An investigation of the photocatalytic efficiencies of TiO₂ powders on the decolourisation of humic acids. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*. Vol. 148, pp. 121-128.
- Blanco Galvez J. (2003). Solar Detoxification. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.
- Blanco Gálvez J., Malato Rodríguez S., Carmona Flores F. y Martínez Sola F. (1997). Tratamiento de efluentes industriales mediante detoxificación solar. En: Recursos naturales y medio ambiente en el sureste peninsular. De Andrés Navarro Flores y Luis Garcia-Rossel Martínez, ISBN: 84-8108-121-3, pp. 29-47.
- Buenfil Rojas M., Flores Cuevas N. 2007. Determinación de metales pesados (As, Cd, Hg y Pb) presentes en el Río Hondo, Quintana Roo. Memorias del VI Congreso Internacional y XII Nacional de Ciencias Ambientales. pp. 435-439.
- Cabrera Jiménez J. A., Cuesta Santianes M. J. y Pérez Martínez M. (2006). Detoxificación solar. Ciemat.
- Cáceres Vázquez, Julia. (2002). Evaluación analítica y optimización de procesos de oxidación avanzada en planta piloto solar. Tesis Doctoral. Universidad de Almería.
- Camilloni, I. y Vera, C. (2006). El aire y el agua en nuestro planeta, 1ª edición. Eudeba, Buenos Aires, Argentina.
- Canché Uuh, José Alfonzo. (2007). Estudio de la aplicación de tecnologías de oxidación avanzada basadas en dióxido de titanio, peróxido de hidrógeno y luz ultravioleta como complemento a la cloración en tratamientos de potabilización de aguas naturales. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza.
- Cervantes-Carrillo F., Pérez J., Gómez J. Avances en la eliminación biológica del nitrógeno de las aguas residuales. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, Vol. 42, No. 73-82.
- Cho Y. y Choi W. (2002). Visible light-induced reactions of humic acids on TiO₂. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry* Vol. 148, pp. 129-135.

- Comisión Nacional del Agua. (2011). Estadísticas del agua en México, edición 2011. SEMARNAT.
- Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York. (2007). Manual de Tratamiento de Aguas. Limusa, México. ISBN-13: 978-968-18-0463-3.
- Dodds L., King W., Allen A. C., Armson B.A., Fell D.B. y Nimrod C. (2004). Trihalomethanes in public water supplies and risk of stillbirth. *Epidemiology*. Vol. 15, No. 2, pp.179-186.
- Doong R.A., Maithreepala R.A. y Chang S.M. (2000). Heterogeneous and homogeneous photocatalytic degradation of chlorophenols in aqueous titanium dioxide and ferrous ion. *Water Science and Technology* Vol. 42, No. 7-8, pp. 253-260.
- Duffy E.F, Al Touati F., Kehoe S.C., McLoughlin O.A., Gill L.W., Gernjak W., Oller I., Maldonado M.I., Malato S., Cassidy J., Reed R.H. y McGuigan K.G. (2004). A novel TiO₂-assisted solar photocatalytic batch-process disinfection reactor for the treatment of biological and chemical contaminants in domestic drinking water in developing countries. *Solar Energy* Vol. 77, pp.649-655.
- EPA (1999). Alternative Disinfectants and Oxidants, Guidance Manual. EPA 815-R-99-014.
- Fagundo Castillo J.R., González Hernández P., Suarez Muñoz M. y Melián Rodríguez C. (2005). Relaciones entre potenciales Redox y concentraciones de sulfuros en aguas termales de Cuba. *Contribución a la Educación y la Protección Ambiental*. Vol. 6. pp. Q31-Q43.
- Garcés Giraldo L. F. y Rodríguez Restrepo A. (2004). Evaluación de la foto-degradación sensibilizada con TiO₂ Y Fe₃⁺ para aguas coloreadas. *Revista Lasallista de Investigación*, Vol. 1, número 002. Corporación Universitaria Lasallista Antioquia, Colombia. pp. 54-60.
- Garcés-Giraldo L. F., Mejía-Franco E. A.; Santamaría-Arango J. J. (2004). La fotocatalisis como alternativa para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Lasallista de investigación*. Vol. 1, No. 1, pp. 83-92.
- Gil Pavas E., Quintero Olaya L., Rincón Uribe M. y Rivera Agudelo D. (2007). Degradación de colorantes de aguas residuales empleando UV/TiO₂/H₂O₂/Fe₂⁺. *Universidad Eafit*, Vol. 43, número 146. pp. 80-101. Colombia.
- Glaze W.H., Kang. J.W. and Chapin D.H. (1987). The chemistry of water treatment processes involving ozone, hydrogen peroxide and ultraviolet radiation. *Ozone: Science & Engineering*, Vol 9, pp. 335-342.
- Glynn, H. y Heinke G. (1999) *Ingeniería ambiental*. 2ª edición. Prentice hall, México.
- González Garrido C. (2009). *Tecnología avanzada de oxidación*. Ambiental Socoter.
- Hernández Muñoz A. (1992). *Depuración de aguas residuales*. Colegio de ingenieros de caminos, canales y puertos. España. Segunda edición.
- Hidalgo M., Apella M., Litter M., Blesa M. (2002). Tecnologías económicas de Potabilización Solar de Agua en Zonas Aisladas de Latinoamérica. *Revista electrónica de la Escuela de Postgrado de la UNSAM*.

- Kitis M. y Kaplan S.S. (2007). Advanced oxidation of natural organic matter using hydrogen peroxide and iron-coated pumice particles. *Chemosphere* Vol. 68, pp. 1846–1853.
- Lindner M., Theurich J., Bahnemann D.W. (1997). Photocatalytic degradation of organic compounds: accelerating the process efficiency. *Water Science and Technology*. Vol. 35, No. 4, pp. 79-86.
- Litter M. I., Chocrón M., Repetto P., Pardo M. P., Blesa M. A. (2000). Tratamiento de residuos nucleares líquidos por fotocatalisis heterogenea. En: *Es tiempo de convertir nuestras acciones en proyectos*. Mendoza, Argentina. AIDIS, p. 1-11.
- Mackenzie L. D. y Masten S.J. (2004). *Ingeniería y ciencias ambientales*. McGraw Hill. México.
- Malato Rodríguez S., Blanco Gálvez J., Milow B, Maldonado M. I. y Richter C. (2002). Tratamiento de Plaguicidas de la Agricultura Intensiva Almeriense Mediante la Tecnología de Detoxificación Solar. *Ambiente ecológico*, edición 85.
- Malato S., Blanco J., Alarcón D. C., Maldonado M. I., Fernández-Ibañez P., Gernjak W. (2007). Photocatalytic decontamination and disinfection of water with solar collectors. *Catalysis Today* 122, No. 1-2, pp. 137–149.
- Malato S., Fernandez-Ibañez P, Maldonado M.I., Blanco J. y Gernjak W. (2009). Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: Recent overview and trends. *Catalysis Today* 147 No. 1, pp. 1–59.
- Maldonado M.I. (2000). Descontaminación de aguas de lavado de envases de plaguicidas mediante fotocatalisis solar. Tesis doctoral. Universidad de Almería.
- Mancilla H.D. y Yeber M.C. (1997). Homogeneous and heterogeneous advanced oxidation of a bleaching effluent from the pulp and paper industry. *Water Science and Technology*. Vol. 35, No. 4, pp. 273-278.
- Metcalf y Eddy. (2000). *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. Tomo 1. Mc-Graw-Hill. México.
- Murray C.A. y Parsons S.A. (2004). Comparison of AOPs for the removal of natural organic matter: performance and economic assessment. *Water Science and Technology*. Vol. 49, No. 4, pp. 267–272.
- Olmedo Sánchez M. T. (2008). Subproductos de la desinfección del agua por el empleo de compuestos de cloro. Efectos sobre la salud. *Higiene y Sanidad Ambiental*, Vol 8, pp. 335-342.
- Pelizzetti Ezio. (1995). Concluding Remarks on Heterogeneous Solar Photocatalysis. *Solar Energy Materials and Solar Cells*, Vol. 38, pp. 453-457.
- Poyatos J. M., Muñoz M. M., Almecija M. C., Torres J. C., Hontoria E. y Osorio F. (2009). Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment: State of the Art. *Water Air Soil Pollut* Vol. 205, No. 1-4 pp.187–204.

- Pucheu J. I. (2006). Ciclos biogeoquímicos y la transformación de metabolitos en el acuario. Sociedad acuariológica del Plata. En http://www.sadelplata.org.ar/articulos/pucheu_061229.html
- Restrepo G. M., Ríos L. A., Marín J. M., Montoya J. F. y Velásquez J. A. (2008). Evaluación del tratamiento fotocatalítico de aguas residuales industriales empleando energía solar. *Dyna*, Vol. 75, Núm. 155, pp. 145-153.
- Rodríguez M.J., Rodríguez G., Serodes J. y Sadiq R. (2007). Subproductos de la desinfección de agua potable: formación, aspectos sanitarios y reglamentos. *Interciencia*, Vol. 32, No. 11, pp. 749-756.
- Romero Rojas J. A. (2001). Potabilización del agua. Alfa-Omega. Escuela Colombiana de Ingeniería. Tercera edición.
- Rubiano C. M., Laguna W. A., Zapata C. E. y Marín J. M. (2005). Estudio sobre las posibilidades de aplicación de la fotocatalisis heterogénea a los procesos de remoción de fenoles en medio acuoso. *Gestión y ambiente*, Vol. 8, No. 1, pp. 105-121.
- Salazar Martin L. y González Beltrán P. (2008). Fotocatálisis solar para descontaminación de aguas. Tesis de Maestría. Universidad de Sevilla.
- Sánchez Zafra A. (2008). Efectos de los trihalometanos sobre la salud. *Higiene y Sanidad Ambiental* Vol.8, pp. 280-290.
- Sarria Muñoz V. M., Parra S., Rincón A., Torres R. y Pulgarin C. (2005). Nuevos sistemas electroquímicos y fotoquímicos para el tratamiento de aguas residuales y de bebida. *Revista colombiana de Química*, Volumen 34, No. 2, pp. 161-173.
- Sarria Muñoz V.M. (2003). Coupled advanced oxidation and biological processes for wastewater treatment. Tesis doctoral, Escuela Politécnica Federal de Lausanne.
- Selcuk H., Sene J.J., Sarikaya H.Z., Bekbolet M. y Anderson M.A. (2004). An innovative photocatalytic technology in the treatment of river water containing humic substances. *Water Science and Technology* Vol. 49, No. 4, pp. 153-158.
- Shiva V. (2003) .Las guerras del agua. Privatización, contaminación y lucro. Primera edición. Siglo XXI Editores.
- Shultz C. R. y Okum D.A. (1990). Tratamiento de aguas superficiales para países en desarrollo. Limusa Editores. ISBN: 968-18-3398-8.
- Tanaka T., Tsuzuki K. y Takagi T. (2001). Chemical oxidation of organic matter in secondary-treated municipal wastewater by using methods involving ozone, ultraviolet radiation and TiO₂ catalyst. *Water Science and Technology* Vol. 43 No. 10, pp. 295-302.
- Torrico M., Fuentes I. y Flores F. (2006). Aplicación del dióxido de titanio para mejorar la eficiencia del método SODIS. Informe. Universidad mayor de San Simón.
- Van der Leeden F., Troise F.L. y Todd D.K. (1990)The water enciclopedia. 2ª edición. Chelsea, Mich.: Lewis Publisher.
- Villanueva C. M., Kogevinas M. y Grimalt J.O. (2001). Cloración del agua potable en España y cáncer de vejiga. *Gaceta Sanitaria* Vol. 15 (1) pp. 48-53.

- Visitación Figueroa L. (2004). Degradación fotocatalítica de detergentes en efluentes domésticos. Tesis Magistral. Pontificia Universidad Católica del Perú. Escuela de Posgrado.
- WHO. 1993. Guidelines for Drinking-Water Quality. The 2nd Edition, vol. 1- Recommendations. WHO, Geneva, 1993, ISBN 92 4 154460.
- Wiszniowski J.; Robert D., Surmacz-Gorska J., Miksch K. y Weber J.V. (2002). Photocatalytic decomposition of humic acids on TiO₂ Part I: Discussion of adsorption and mechanism. Journal of Photochemistry and Photobiology. Vol.152, pp. 267–273.
- Xi W., Geissen S.U. y Vogelpohl A. (2001). Solar detoxification of wastewater in a novel aerated cascade photoreactor (ACP). Water Science and Technology. Vol. 44, No. 5, pp. 237–244.
- Zhou H. y Smith D.W. (2002). Advanced technologies in water and wastewater treatment. J. Environ. Eng. Sci. 1: 247–264 (2002).