

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA
FACULTAD DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES



INFLUENCIA DEL PESO DE TiO_2 EN LA REMOCIÓN DE MERCURIO
DIVALENTE EN UN FOTOCATALIZADOR DE PLACAS PLANAS
INCLINADAS

TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO AMBIENTAL

PRESENTADO POR:

MARIO ANDRÉE MARTINEZ TRUJILLO

2019



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA
Tingo María – Perú



FACULTAD DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

Los que suscriben, Miembros del Jurado de Tesis, reunidos con fecha 24 de Julio del 2019, a horas 6:00 a.m. en la Sala de Sesiones del Departamento Académico de Ciencias Ambientales, para calificar la Tesis titulada:

“INFLUENCIA DEL PESO DE TiO_2 EN LA REMOCIÓN DE MERCURIO DIVALENTE EN UN FOTOCATALIZADOR DE PLACAS PLANAS INCLINADAS”

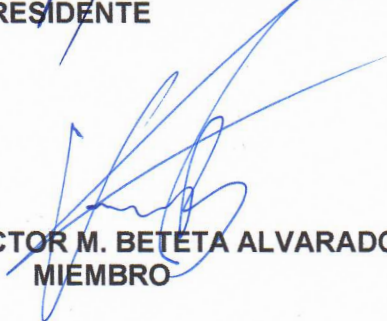
Presentado por el Bachiller: **MARIO ANDREE MARTINEZ TRUJILLO**, después de haber escuchado la sustentación y las respuestas a las interrogantes formuladas por el Jurado, se declara aprobado con el calificativo de **“MUY BUENO”**

En consecuencia, el sustentante queda apto para optar el Título de **INGENIERO AMBIENTAL**, que será aprobado por el Consejo de Facultad, tramitándolo al Consejo Universitario para la otorgación del Título correspondiente.

Tingo María, 10 de Octubre del 2019.


Dr. WALTER RUBEN BERNUY BLANCO
PRESIDENTE


Dr. CÉSAR SAMUEL LÓPEZ LÓPEZ
MIEMBRO


Ing. MSc. VICTOR M. BETETA ALVARADO
MIEMBRO


Dr. LUIS EDUARDO ORÉ CIERTO
ASESOR

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA
FACULTAD DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL



**INFLUENCIA DEL PESO DE TiO_2 EN LA REMOCIÓN DE MERCURIO
DIVALENTE EN UN FOTOCATALIZADOR DE PLACAS PLANAS
INCLINADAS**

Autor : MARTINEZ TRUJILLO, Mario Andrée

Asesor : Ing. PAREDES SALAZAR, José Luis
Dr. ORE CIERTO, Luis Eduardo

Programa de investigación : Tecnologías para reducir la contaminación

Línea de investigación : Ciencias y Tecnologías Ambientales

Eje Temático de investigación : Reducción de la contaminación del agua

Lugar de ejecución : Laboratorio de Tratamiento de Aguas

Duración : Fecha de inicio: 06 de Junio del 2018 :
Termino: 06 de Diciembre del 2018

Financiamiento : S/. 4,376.90

FEDU : NO
Propio : Si
Otros : No

DEDICATORIA

A Dios, por haberme dado la vida y permitirme el haber llegado hasta este momento tan importante de mi formación profesional.

A mi madre Emilia, quien con su amor, paciencia y esfuerzo me ha permitido llegar a cumplir hoy un sueño más, gracias por inculcar en mí el ejemplo de esfuerzo y valentía, de no temer las adversidades porque Dios está conmigo.

A mi Mamy Betty y mi Tata, por su invaluable apoyo ternura y cariño que siempre me ofrecieron a lo largo de mi vida.

A mis hermanos Andrea y Sebasthian y mi sobrina Bianca Emilia que a pesar de la distancia, siempre estuvieron presentes conmigo en todo momento.

A aquella persona la cual su ayuda fue fundamental. Este proyecto no fue fácil, pero estuviste motivándome y ayudándome hasta donde tus alcances lo permitían. TSGA.

A todas las personas que me han apoyado y han hecho que el trabajo se realice con éxito en especial a aquellos que compartieron sus conocimientos.

AGRADECIMIENTOS

A mi alma máter la Universidad Nacional Agraria de la Selva, por la oportunidad de crecimiento y desenvolvimiento tanto intelectual como profesional; de igual manera expresar mi reconocimiento al Ing. MSc. José Luis Paredes Salazar y Dr. Luis Eduardo Ore Cierzo, asesores del presente trabajo de investigación científica, por sus aportes durante el trabajo de investigación.

A los miembros del jurado: Dr. Walter Rubén Bernuy Blanco, Dr. César Samuel López López e Ing. MSc. Víctor Manuel Beteta, por las atenciones prestadas a lo largo de este proceso.

A mis amigos Claudia, Miguel, Mariela, Paola, Ingrid, Ema, Carlos, Joe, Leo y Víctor; por haber sido mi empuje día a día, por su apoyo y amistad incondicional en todos estos años de amistad sincera.

A mis primos Cinthia y Marcos por su constante preocupación y palabras de aliento en toda circunstancia.

Y por último a todos los demás amigos que de una u otra forma colaboraron en el presente estudio, a las personas que siempre confiaron en mí, por siempre gracias.

ÍNDICE

| | Página |
|---|--------|
| I. INTRODUCCIÓN..... | 1 |
| 1.1. Objetivo general | 3 |
| 1.1.1. Objetivo general..... | 3 |
| 1.1.2. Objetivos específicos..... | 3 |
| II. REVISIÓN DE LITERATURA | 4 |
| 2.1. Antecedentes de la investigación..... | 4 |
| 2.2. Calidad del agua | 8 |
| 2.3. Mercurio | 8 |
| 2.4. Minería ilegal..... | 11 |
| 2.5. Efectos toxicologicos del mercurio y del metilmercurio | 13 |
| 2.6. Efectos del mercurio..... | 14 |
| 2.6.1. Problemática ambiental | 14 |
| 2.6.2. Impactos y efectos sobre el medio ambiente..... | 15 |
| 2.6.3. Efecto de la acidez en el agua..... | 17 |
| 2.7. Procesos de oxidacion avanzada..... | 18 |
| 2.8. La fotolisis | 19 |
| 2.9. Fotocatalisis heterogenea | 20 |
| 2.9.1. Ventajas y desventajas de la fotocatalisis heterogenea | 22 |
| 2.10. Fotocatalisis heterogenea con dióxido de titanio..... | 24 |
| 2.10.1. Dióxido de titanio..... | 24 |
| 2.11. Variables que influyen en el proceso de fotocatalisis..... | 25 |

| | |
|---|----|
| 2.11.1. pH..... | 26 |
| 2.11.2. Temperatura..... | 27 |
| 2.11.3. Tipo de reactor | 27 |
| 2.11.4. Fuente radiante | 28 |
| 2.11.5. Características del catalizador | 28 |
| 2.12. Límites permisibles..... | 29 |
| 2.12.1. Límite máximo permisible para la descarga de efluentes líquidos de actividades minero metalúrgicas | 30 |
| 2.12.2. Estándares nacionales de calidad ambiental para el agua .. | 32 |
| III. MATERIALES Y MÉTODOS..... | 33 |
| 3.1. Lugar de ejecución..... | 33 |
| 3.1.1. Aspectos ambientales..... | 33 |
| 3.2. Materiales y equipos | 34 |
| 3.2.1. Materiales | 34 |
| 3.2.2. Materiales del fotocatalizador | 34 |
| 3.2.3. Reactivos..... | 34 |
| 3.2.4. Equipos..... | 34 |
| 3.3. Metodología | 35 |
| 3.3.1. Frecuencia del monitoreo | 36 |
| 3.3.2. Preparación de materiales y equipos..... | 37 |
| 3.3.3. Preparación de parámetros físico-químicos..... | 37 |
| 3.3.4. Determinación de la concentración de mercurio..... | 38 |
| 3.3.5. Determinación de tasa de remoción de mercurio divalente ... | 38 |
| 3.3.6. Evaluación de la calidad del agua | 38 |

| | |
|--|----|
| 3.3.7. Determinación de Hg mediante el espectrofotómetro de UV | |
| VIS..... | 38 |
| 3.4. Tipo de investigación..... | 39 |
| 3.5. Variables | 40 |
| 3.5.1. Variables dependientes | 40 |
| 3.5.2. Variables independientes | 40 |
| 3.5.3. Variables intervinientes..... | 40 |
| 3.5.4. Operacionalización de variables | 40 |
| 3.6. Diseño y esquema de investigación | 41 |
| 3.7. Diseño estadístico | 41 |
| 3.7.1. Análisis de varianza..... | 43 |
| IV. RESULTADOS | 44 |
| 4.1. Evaluación del comportamiento de remoción de mercurio divalente | |
| en los diferentes tratamientos en función al tiempo de operación.... | 44 |
| 4.2. Evaluación del comportamiento de parámetros fisicoquímicos | 46 |
| 4.2.1. Evaluación del comportamiento del pH | 47 |
| 4.2.2. Evaluación del comportamiento de la temperatura del agua | 52 |
| 4.2.3. Evaluación del comportamiento de conductividad eléctrica... .. | 55 |
| 4.3. Comparar las tasas de remoción final de mercurio divalente en los | |
| diferentes tratamientos | 58 |
| 4.3.1. ANOVA para la remoción de mercurio divalente | 61 |
| 4.3.2. Prueba Tukey para remoción de mercurio divalente por efecto | |
| principal de la concentración inicial del mercurio..... | 62 |

| | |
|---|----|
| 4.3.3. Prueba Tukey para remoción de mercurio divalente por efecto principal del peso de TiO ₂ | 63 |
| 4.3.4. ANVA para remoción de mercurio divalente por efecto simple A en B..... | 64 |
| 4.3.5. Prueba Tukey para la remoción de mercurio divalente por efecto simple de A x B..... | 64 |
| V. DISCUSIÓN..... | 66 |
| VI. CONCLUSIÓN..... | 71 |
| VII. RECOMENDACIONES..... | 72 |
| VIII. ABSTRACT..... | 73 |
| IX. REFERENCIA BIBLIOGRAFICA..... | 74 |
| ANEXOS..... | 79 |

ÍNDICE DE CUADROS

| Cuadro | Página |
|--|--------|
| 1. Principales características del impacto ambiental generado por aguas acidas de mina..... | 16 |
| 2. Efectos del pH..... | 17 |
| 3. Limites maximos permisibles para la descarga de efluentes liquidos de actividades minero - metalurgicas..... | 31 |
| 4. Estándares nacionales de calidad ambiental para el agua | 32 |
| 5. Estándares internacionales de calidad ambiental para el agua | 32 |
| 6. Operacionalizacion de variables | 40 |
| 7. Numero de factores del diseño factorial..... | 42 |
| 8. Representación de la distribucion del arreglo factorial..... | 42 |
| 9. Análisis de varianza del diseño factorial | 43 |
| 10. ANVA para el pH..... | 50 |
| 11. Prueba Tukey para el pH por efecto principal de la concentración inicial de mercurio..... | 51 |
| 12. Prueba Tukey para el pH por efecto principal del peso de TiO ₂ | 51 |
| 13. Prueba Tukey para el pH por efecto principal del tiempo..... | 52 |
| 14. ANVA para la temperatura del agua | 55 |
| 15. ANVA para la conductividad eléctrica del agua..... | 58 |

| | |
|---|----|
| 16. ANVA para la remoción de Hg por efecto de la concentración inicial de Hg y peso de TiO ₂ | 62 |
| 17. Prueba Tukey para la remoción de Hg por efecto de la concentración inicial de mercurio..... | 63 |
| 18. Prueba Tukey para la remoción de Hg por efecto del peso de TiO ₂ | 63 |
| 19. ANVA para remoción de mercurio divalente por efecto simple de A en B .. | 64 |
| 20. Prueba Tukey para la remoción de Hg por efecto simple de A x B | 65 |
| 21. Absorbancia de las muestras patrón..... | 81 |
| 22. Niveles de remoción de mercurio para los tratamientos | 83 |
| 23. Tasa de remoción final de mercurio de los diversos tratamientos..... | 88 |
| 24. Niveles de temperatura del agua durante los tratamientos | 89 |
| 25. Niveles de pH del agua durante los tratamientos..... | 90 |
| 26. Niveles de conductividad eléctrica del agua durante los tratamientos | 91 |
| 27. Registros de factores ambientales durante los tratamientos..... | 92 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| Figura | Página |
|--|--------|
| 1. Esquema de las bandas de valencia y conducción en un semiconductor..... | 21 |
| 2. Esquema proceso de generación de par electrón-hueco en una partícula del semiconductor..... | 22 |
| 3. Mapa de ubicación de la UNAS | 33 |
| 4. Diseño en planta del montaje..... | 36 |
| 5. Comportamiento en la remoción a una concentración inicial de 0.02 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio | 44 |
| 6. Comportamiento en la remoción a una concentración inicial de 0.2 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio | 45 |
| 7. Comportamiento en la remoción a una concentración inicial de 2 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio | 46 |
| 8. Niveles de pH en el tiempo a una concentración inicial de 0.02 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio | 47 |
| 9. Niveles de pH en el tiempo a una concentración inicial de 0.2 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio | 48 |
| 10. Niveles de pH en el tiempo a una concentración inicial de 2 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio..... | 49 |
| 11. Niveles de temperatura del agua en el tiempo a una concentración inicial de 0.02 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio..... | 52 |

| | |
|---|----|
| 12. Niveles de temperatura del agua en el tiempo a una concentración inicial de 0.2 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio..... | 53 |
| 13. Niveles de temperatura del agua en el tiempo a una concentración inicial de 2 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio..... | 54 |
| 14. Niveles de conductividad eléctrica en el tiempo a una concentración inicial de 0.02 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio..... | 55 |
| 15. Niveles de conductividad eléctrica en el tiempo a una concentración inicial de 0.2 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio..... | 56 |
| 16. Niveles de conductividad eléctrica en el tiempo a una concentración inicial de 2 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio..... | 57 |
| 17. Tasa de remoción a diferentes pesos del dióxido de titanio con concentración inicial de 0.02 mg/l de mercurio | 59 |
| 18. Tasa de remoción a diferentes pesos del dióxido de titanio con concentración inicial de 0.2 mg/l de mercurio | 60 |
| 19. Tasa de remoción a diferentes pesos del dióxido de titanio con concentración inicial de 2 mg/l de mercurio | 61 |
| 20. Curva de calibración | 82 |
| 21. Proceso de destilado de agua..... | 93 |
| 22. Pesaje de dióxido de titanio | 93 |
| 23. Solución de ditizona en sulfato dodecil de sodio..... | 94 |
| 24. Muestras para curva de calibración | 94 |
| 25. Acondicionamiento del montaje de placas planas inclinadas a escala laboratorio..... | 95 |
| 26. Cobertura de láminas con dióxido de titanio | 95 |

| | |
|--|----|
| 27. Lectura de pH y conductividad eléctrica con multiparámetro | 96 |
| 28. Lectura de muestras en el espectrofotómetro UV- Vis..... | 96 |

RESUMEN

El objetivo de la presente investigación es la remoción de mercurio divalente en medio acuoso mediante la fotocátalisis en un reactor de placas planas inclinadas a escala de laboratorio con tres diferentes concentraciones de mercurio inicial 0.02 mg/l, 0.2 mg/l y 2 mg/l, con dos diferentes pesos del fotocatalizador dióxido de titanio; estas variables se arreglaron factorialmente, generando 9 tratamientos, para cada tratamiento se contó con 3 repeticiones. Dichos tratamientos se implementaron un reactor de placas planas inclinadas a escala de laboratorio.

La aplicación del método de fotocátalisis a las aguas en estudio permitió determinar que la tasa de remoción de mercurio divalente fue la de 50 gramos de dióxido de titanio, seguido el de 25 gramos de dióxido de titanio y por último el de 100 gramos de dióxido de titanio.

Palabras claves: Fotocatálisis heterogénea, remoción, dióxido de titanio, mercurio divalente.

I. INTRODUCCIÓN

La necesidad de la población para reducir la contaminación de los cuerpos de agua y la conservación general del entorno ambiental ha conseguido gran fuerza en estos últimos años. Las medidas ambientales se han vuelto más severas, y los procedimientos de descontaminación de cuerpos de aguas se mantienen bajo permanente observación. Uno de tantos contaminantes son los metales pesados, tomando como punto de investigación al mercurio, el cual es muy utilizado en la extracción de metales preciosos como lo son la plata y el oro, para obtener dichos metales se crea una amalgama del mineral con el mercurio, para posteriormente quemarse, lo que ocasiona la propagación del mercurio en forma de vapor. La demanda a querer resguardar el entorno ambiental ha desencadenado la investigación de nuevas metodologías para la depuración eficaz de compuestos químicos que afectan la estabilidad de nuestros recursos. La contaminación por mercurio generada por la minería es de gran importancia puesto a que existe una cantidad considerable de personas que trabajan en contacto directo con el mercurio y llegan a intoxicarse seriamente con dicho contaminante, pero además, la quema del mercurio al aire libre, sin las medidas necesarias, conlleva a la conversión del mismo y a la afectación no solo de las personas que se encuentren cerca al proceso de obtención del oro sino también a una buena parte del área alrededor. La minería es un rubro productivo de gran

índole en la producción de empleo e ingresos económicos en las zonas mineras, es importante tomar en cuenta los detalles como la salud de la población dedicada a la extracción de metales preciosos.

Los procesos de oxidación avanzada se muestran como una opción para el tratamiento de cuerpos de agua contaminados, puesto a que convierten de manera química el contaminante y usualmente se logra la mineralización completa de dicho contaminante (LOPEZ, 2012). Asimismo, mediante este proceso se minimizan los gastos de operación en las industrias, puesto que utiliza la luz solar en vez de luz artificial. Siendo una opción confiable y práctica de reducir la contaminación de los efluentes, antes de verterlos a cualquier cuerpo de agua.

Ante el problema mencionada anteriormente se reconoce la demanda de asimilar una tecnología de tratamiento acorde a la realidad y con el tipo de contaminante es entonces que aparece la fotocatalisis heterogénea como un proceso factible y efectivo. Para la reducción de los impactos ocasionados en los cuerpos de agua por las industrias, estos últimos años se ha puesto en práctica los procesos de oxidación avanzada (POA) como opción tecnológicamente valida y novedosa para la disminución de contaminación en los efluentes acuosos de dichas empresas.

COLINA (2012) manifiesta que entre los procesos más utilizados se encuentra la fotocatalisis que consiste en la aceleración de una fotorreacción mediante un catalizador, en este procedimiento la oxidación se lleva a cabo en la superficie de la partícula que es usada como catalizador o semiconductor (TiO_2), tomando a la radiación solar como única fuente de energía. La

fotocatálisis heterogénea teniendo al TiO_2 como catalizador y la fotooxidación llevada a cabo por compuestos férricos son opciones a considerar para el tratamiento de aguas; la cual nos lleva a la siguiente pregunta ¿Cuál es la influencia del peso de TiO_2 en un reactor fotocatalítico de placas planas inclinadas para la remoción de mercurio divalente en solución acuosa? Por lo tanto se plantea como hipótesis que el peso de TiO_2 en un fotocatalizador de placas planas inclinadas, influye en la remoción de mercurio divalente en solución acuosa, en forma directamente proporcional.

1.1. Objetivos

1.1.1. Objetivo general

- Determinar la influencia del peso del TiO_2 en la remoción de mercurio divalente en un fotocatalizador de placas planas inclinadas.

1.1.2. Objetivos específicos

- Evaluar el comportamiento de remoción de mercurio divalente en los diferentes tratamientos en función al tiempo de operación.
- Evaluar el comportamiento de parámetros fisicoquímicos (pH, temperatura y conductividad eléctrica).
- Comparar las tasas de remoción final de mercurio divalente en los diferentes tratamientos.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Antecedentes de la investigación

CORDOVA (2013) analizó la factibilidad de escalar el proceso de fotocatalisis heterogénea de nivel botella (PET) a tubería de plástico con el objetivo de desinfectar y remover arsénico al mismo tiempo, bajo la acción de radiación solar en presencia de hierro. Para esto se utilizaron botellas de PET y tubería de plástico con dióxido de titanio (TiO_2) Aeroxide P25 adheridas donde se estudiaron la variación de los parámetros: tiempo de exposición, pH, concentración de Fe (III) y As (III). El fotocatalizador (TiO_2) fue caracterizado para conocer su área superficial, composición inorgánica y tamaño de partícula con varias técnicas como microscopio electrónico de barrido (SEM), microscopio electrónico de transmisión (TEM) así como difracción de rayos X. A su vez se hizo una caracterización de la fuente de agua utilizada.

Los resultados muestran que el TiO_2 Aeroxide P25 está compuesto en su mayoría por la fase fotocatalítico anatasa (80%) la cual es la fase más activa fotocatalíticamente. La caracterización de la fuente de agua mostró una concentración de arsénico y flúor por arriba de normatividad mexicana e internacional, así como la ausencia de hierro a concentraciones mayores de 0.2 mg/L lo cual indicó la necesidad de agregar dicho compuesto como cloruro férrico.

En cuanto a la separación de arsénico y desinfección se demostró que las condiciones óptimas fueron: tiempo de exposición, t: 140 minutos; concentración de la solución de impregnación de TiO_2 5%, $[\text{Fe (III)}]$: 15.5 mg/L, $[\text{As (III)}]$: 160 $\mu\text{g/L}$. Logrando remociones por debajo de normatividad mexicana e internacional (OMS) con un 98 % de eficiencia para remoción de As y >99% en desinfección.

ACEVEDO (2015) acondicionó un efluente que contenía los tres fármacos a partir de pastillas comerciales. Desarrolló además un método de análisis en HPLC para separar, identificar y cuantificar los tres fármacos en la misma mezcla. El método de análisis desarrollado adiciono una combinación 50:50 de acetonitrilo y buffer 5 mM de fosfato monobásico de potasio (KH_2PO_4), como fase móvil.

Entre los objetivos de estudio se incluyó pruebas con el catalizador particulado y con el catalizador adherido. Para esto, se acondiciono un foto-reactor Cilíndrico Parabólico Compuesto (CPC), a escala de laboratorio, con un diseño de tubos compuestos para lograr la impregnación del catalizador en la superficie de los tubos centrales. Se probó cuatro metodos de impregnación y se escogió la que contenía dióxido de titanio y alcohol polivinílico, por generar películas uniformes y resistentes.

Dicho estudio buscó determinar el efecto de la concentración inicial de los tres fármacos, el pH del efluente y el flujo en el CPC, en los porcentajes de degradación de cada fármaco. Se experimento con dos concentraciones iniciales de cada fármaco, comprendidas entre 6 y 30 mg/L, tres valores de pH de 5.36, 7.00 y 8.00 y tres valores de flujo en el CPC de 0.7, 1.0 y 2.0 L/min. Los

porcentajes de degradación obtenidos se normalizaron en función de la radiación solar registrada en cada muestra tomada. El análisis estadístico demostró que no existieron diferencias significativas en los porcentajes de degradación normalizados de cada fármaco para cada caso.

Se experimentaron con los tubos impregnados con el catalizador para tratar el efluente a pH 5.36 y flujo de 1.0 L/min. Se analizaron estadísticamente los resultados y se observó que no existieron diferencias significativas en los porcentajes de degradación normalizados, al usar el catalizador particulado con relación al empleo del mismo impregnado. Los mejores porcentajes de degradación del diclofenaco, sulfametoxazol e ibuprofeno a lo largo de la experimentación fueron 70.53; 94.15 y 71.41 %. Además, se exploró el costo de implementación del fotoreactor y desarrollo el método de análisis de la mezcla de fármacos en estudio que alcanzó los 5 690,66 USD. Los costos por litro del tratamiento con el catalizador particulado y con el catalizador adherido fueron de 0.97 y 5.36 USD/L, respectivamente. La diferencia de los costos de tratamiento radica en el costo de los reactivos empleados para la inmovilización del catalizador.

LEGUIZAMON *et al.* (2010) exploró la fotosensibilización del semiconductor TiO_2 , a través de un colorante comercial, con el objetivo de aumentar sus propiedades catalíticas. Se evaluaron los siguientes parámetros: el tiempo de sensibilización del semiconductor, la concentración de colorante, la cantidad de moles de colorante adsorbidas sobre el semiconductor y el corrimiento de la absorción de la radiación del catalizador modificado hacia la región del espectro visible. Por último, se realizaron pruebas de la actividad

fotocatalítico del catalizador modificado en la degradación del contaminante modelo (fenol). Se obtuvo una tasa de remoción de 33.85% de la concentración inicial de fenol, comparada contra 18.98% usando TiO_2 sin modificar. La fotosensibilización del TiO_2 con colorantes comerciales aparece como una opción técnica y económicamente viable, para incrementar las propiedades fotocatalíticas del TiO_2 .

Por otro lado SOLIS (2013), para la remoción de la carbamazepina se analizaron los procesos: degradación por fotólisis con una concentración del fármaco de 500 mg/L; el efecto del catalizador sobre la concentración de 500 mg/L de CBZ en ausencia de radiación solar y fotocátalisis heterogénea, utilizando radiación solar y dióxido de titanio inmovilizado como catalizador. Para este último proceso se evaluaron cuatro concentraciones iniciales de CBZ: 2000, 1000, 500 y 150 mg/L respectivamente. Cabe decir que en estos estudios se analizó también el comportamiento de temperatura y pH. Inicialmente, se realizó la irradiación del agua contaminada en el fotorreactor solar donde en el interior se encontraba el dióxido de titanio inmovilizado sobre pequeños anillos de vidrio Pyrex. La etapa final consistió en cuantificar la concentración residual del antiepiléptico mediante la técnica de ELISA. Los resultados mostraron que la luz UV (fotólisis), por sí sola no logró degradar al fármaco CBZ de manera significativa alcanzando apenas 8% de remoción. Y, lo que respecta, al efecto del catalizador en la adsorción del antiepiléptico se observó que presentó poca tendencia a adherir al compuesto CBZ sobre su superficie (2%). Por último, de las diferentes concentraciones analizadas mediante el proceso de fotocátalisis heterogénea con TiO_2 se concluyó que la eficiencia de remoción del fármaco

carbamazepina aumenta al trabajar con un pH cercano o igual a 7, y a una concentración inicial mínima de (150-250 ng/L) alcanzando bajo estas condiciones un porcentaje de degradación significativo del 97%.

2.2. Calidad del agua

La calidad de un entorno acuático, es la aptitud para satisfacer distintos usos en función de sus características, determinadas generalmente por parámetros fisicoquímicos con unos límites de concentración asociados y el estado y la composición de la biota acuática presente en el cuerpo de agua. La calidad de este es el enfoque de las directivas europeas aprobadas en los años setenta con el objetivo de garantizar una calidad del agua óptima para satisfacer cada uno de los usos (aguas para el consumo humano, zonas de baño, aguas destinadas a la protección de la vida piscícola, etc. (CARBAJO, 2013).

2.3. Mercurio

El mercurio elemental tiene una alta tensión superficial, formando gotas pequeñas, compactas y esféricas cuando es liberado en el medio ambiente. Aunque las gotas mismas son estables, la elevada presión del vapor de mercurio, comparado con otros metales, hace que el mercurio se evapore. En lugares cerrados el mercurio puede constituir un riesgo por inhalación. Al aire libre el mercurio elemental se evapora e ingresa en la atmósfera (CORCY, 1987).

El mercurio es un elemento y no puede ser creado por el hombre ni puede ser destruido. El mercurio es liberado en el medio ambiente por las erupciones volcánicas y existe de manera natural en la corteza de la tierra, a

menudo en forma de sales de mercurio, como el sulfuro de mercurio. El mercurio está presente en muy pequeñas cantidades en los suelos no contaminados, a una concentración promedio de alrededor de 100 partes por mil millones (ppm). Las rocas pueden contener mercurio en concentraciones de entre 10 y 20.000 ppm. Muchos diferentes tipos de actividades antrópicas remueven el mercurio de la corteza terrestre con algún propósito, y esto conduce a que el mercurio sea liberado en el medio ambiente en general (WEINBERG, 2007).

Se puede generar mercurio elemental para uso antrópico a partir de un mineral llamado cinabrio, que contiene elevadas concentraciones de sulfuro de mercurio. También puede generarse mercurio elemental como un subproducto de la minería y refinación de metales como oro, cobre, zinc y plomo. El mercurio también puede recuperarse mediante operaciones de reciclaje y a veces se obtiene del gas natural o de otros combustibles fósiles (DOMÈNECH *et al.*, 2001).

Se calculo que aproximadamente un tercio del mercurio que circunda en el medio ambiente mundial se produce en forma natural, y que aproximadamente dos tercios fueron liberados originalmente en el medio ambiente como resultado de la actividad industrial y otras actividades antropicas. Además de las erupciones volcánicas, las fuentes naturales de mercurio incluyen la erosión suelos y rocas. La cantidad de mercurio se encuentra circulando en la atmósfera, los suelos, arroyos, lagos y océanos del mundo ha aumentado por un factor de entre dos y cuatro desde el inicio de la era industrial. Como resultado de ello, los niveles de mercurio en nuestro entorno ambiental son peligrosamente elevados. Varios tipos de actividades antropicas liberan mercurio en el medio

ambiente. El mercurio se encuentra presente en los combustibles fósiles, los minerales metálicos y otros minerales. Cuando se quema carbón, mucho del contenido de mercurio entra en el medio ambiente. Cada vez que las personas producen y usa mercurio en forma intencional, gran parte de este mercurio eventualmente se volatilizará en la atmósfera. En la actualidad, el mayor uso intencional del mercurio corresponde a la actividad de los mineros de oro artesanales y de pequeña escala. Los componentes de mercurio se usan también como catalizadores o alimentadores en la fabricación de productos químicos y en otros procesos industriales. (LEÓN, 2016).

Por último, el mercurio y los compuestos de este están presentes en distintos tipos de productos de consumo y productos industriales. Después que el mercurio ingresara al aire, se mueve con el viento y eventualmente regreso a la tierra. En el aire el mercurio puede viajar ya sea a una distancia corta como una larga antes de caer nuevamente a la tierra; incluso puede circunvolar todo el globo. Una parte del mercurio que cae en el océano o sobre la tierra se volatilizará, viajará de nuevo con el viento y caerá otra vez a la tierra en algún otro lugar. El mercurio que cae sobre la tierra y no se volatiliza, probablemente se unirá a materiales orgánicos. Una parte queda atrapada en la turba o en los suelos. El resto se escurre eventualmente hacia los ríos y los arroyos y luego hacia los lagos y los océanos. En el entorno acuático, el mercurio elemental probablemente quedará unido al sedimento y luego será trasladado por las corrientes marinas o fluviales. Una parte del mercurio permanece disuelta en la columna de agua. (LEÓN, 2016).

En los sistemas acuáticos, los microorganismos presentes allí de manera natural pueden transformar el mercurio en metilmercurio, un compuesto organometálico que es más tóxico a dosis mínimas que el mercurio en estado puro. El metilmercurio pasa a formar parte de la cadena alimentaria acuática, se bioacumula y se biomagnifica y de esta manera puede ser transportado posteriormente por las especies migratorias. (LEÓN, 2016).

2.4. Minería ilegal

MEDINA (2007) menciona que la minería ilegal, tiene como característica primordial que no está controlada, ni regulada por el estado. Los que la promueven y realizan, disponen de medios y formas de organización que actúan al margen de los mecanismos de control del Estado y evaden sistemáticamente las normas legales pertinentes.

Estos aspectos más relevantes que caracterizan a los involucrados en la minería ilegal serían que de manera premeditada actúa al margen de la ley, aunque tenga los medios para desarrollarse legalmente. En algunos estados se hace referencia a la “Minería en pequeña escala”; que es una denominación utilizada por el Banco Mundial para referirse indistintamente a los pequeños mineros y/o a los mineros artesanales formales o informales y que tiene distintas denominaciones en América Latina y el Caribe tales como “garimpeiros”(Brasil) “barequeros” (Colombia), “coligalleros” (Costa Rica), “gambusinos” (México), “guiriseros” (Nicaragua), “lavadores de oro” (República Dominicana), “pirquineros” (Chile y Argentina) y “porknockers” (Guayana y Surinam), entre otros (MEDINA, 2007).

Esta situación aparentemente intrascendente y leve, tiene base, en el hecho de que las legislaciones mineras de distintos países latinoamericanos, en algunos casos; no tienen tratamiento diferenciado por estratos (casos Guatemala, Argentina, México, Uruguay y Chile) o en otros como Colombia existe la pequeña, mediana y gran minería y se hace mención a cooperativas, pre cooperativas y minería de subsistencia.

Detrás de la proliferación de sinónimos mencionada anteriormente, existe una dificultad de definición y conceptualización de este estrato. Las características y rasgos peculiares que identifican a la denominada “Minería artesanal/informal” en el Perú, que incluso no compatibilizaban con los de la llamada “Pequeña minería tradicional” dentro de la cual tácitamente se la involucraba, determinaron por mucho tiempo su exclusión de la legislación minero- ambiental peruana, a pesar del notorio número de personas que involucraba y de su importante aportación en cuanto a volumen y valor de producción, particularmente en el rubro aurífero y obviamente de su vigencia incontrastable dentro de la trama social de la realidad peruana.

El desconocimiento oficial de la realidad insoslayable de la minería artesanal y de su importancia social y económica constituye uno de los más serios obstáculos para el acceso de esta actividad hacia un proceso de formalización sostenible, como estrategia válida para la generación de auto empleo y por lo tanto importante instrumento de lucha contra la pobreza, que es o debiera ser política de estado, en la expectativa de alcanzar uno de los objetivos de desarrollo del milenio. Constituyen premisas de esta investigación los problemas legales, sociales, humanos, económicos, técnicos y ambientales

que son consecuencia de la informalidad minera artesanal, que no es exclusiva del Perú por lo contrario que tiene alcances en la mayoría de países en desarrollo y en casi todos los países de la región (América Latina y el Caribe) (MEDINA, 2007).

2.5. Efectos toxicológicos del mercurio y del metilmercurio

MEDINA (2007) comenta que a exposición ocupacional al mercurio no es solo un problema del pasado. Sigue siendo un problema actual para los trabajadores de muchas industrias, como la minería de mercurio; la producción de cloro-álcali; la fabricación de termómetros, lámparas fluorescentes, baterías y otros productos que contienen mercurio; la extracción y refinación de oro, plata, plomo, cobre y níquel; y el campo de la odontología. Quienes sufren la mayor exposición son los millones de trabajadores de la minería de oro artesanal y en pequeña escala. Estos mineros usan mercurio para separar oro de los desechos de roca, generalmente en condiciones mal controladas o no controladas en absoluto. Como resultado de ello, los mineros y sus comunidades se hallan expuestos.

El sistema nervioso es muy sensible a todas las formas de mercurio. El metilmercurio y los vapores del mercurio metálico son especialmente nocivos, porque el mercurio en estas formas llega rápidamente al cerebro. La exposición a altos niveles de mercurio metálico, inorgánico u orgánico, puede dañar el cerebro y los riñones en forma permanente, y se ha evidenciado que afecta el desarrollo del feto, incluso tiempo después de la exposición de la madre. Los

efectos nocivos que pueden pasar de la madre al feto incluyen daño cerebral, retraso mental, ceguera, ataques, e incapacidad para hablar.

Los niños envenenados con mercurio pueden desarrollar problemas en el sistema nervioso y el sistema digestivo, además de daño renal. Los adultos que han estado expuestos al mercurio tienen síntomas tales como irritabilidad, temblores, cambios en la visión o la audición y problemas de memoria. La exposición a corto plazo de altos niveles de vapores de mercurio metálico puede causar efectos tales como daño a los pulmones, náuseas, vómito, diarrea, incremento de la presión sanguínea o del pulso cardíaco, reacciones alérgicas en la piel e irritación de los ojos (CENSOPAS, 2010).

2.6. Efectos del mercurio

2.6.1. Problemática ambiental

La problemática ambiental nace de la preocupación que ha surgido de que éste alcance cuerpos de agua, ya sea superficial o subterráneo y por ende altere las características físicas y químicas del agua, lo cual provocaría la contaminación del agua, alterando el ecosistema. El alcance y el grado de contaminación por metales pesados varían de un lugar a otro, dependiendo de las condiciones geoquímicas del sitio (LÓPEZ *et al.*, 2012). El cobre y zinc son elementos traza en la vida de animales y plantas, pero en elevadas dosis son nocivos (SAVINOV *et al.*, 2003). Se conoce que metales como el cadmio, es altamente tóxico para plantas, animales y humanos, y que cuando existe en formas biodisponibles, existe la bioacumulación tanto en organismos terrestres y acuáticos. Otros metales como manganeso y arsénico, típicos productos del

DAM, son conocidos por ser carcinógenos, por generar dermatitis y desórdenes neurológicos (AKABZAA *et al.*, 2007).

2.6.2. Impactos y efectos sobre el medio ambiente

El agua ácida producida en las faenas mineras, acompañada generalmente de metales pesados disueltos, ha ocasionado históricamente en el mundo casos de acidificación de suelos, ríos y lagos con ello un sin número de efectos ecológicos. Los impactos sobre el medio ambiente pueden ser:

- Afectar ecosistemas acuáticos, como resultado de la acidez y metales disueltos en las aguas. Los peces y otros organismos acuáticos son más sensibles que los seres humanos a los niveles elevados de la mayoría de metales.
- Inhibir el crecimiento de comunidades vegetales aledañas a los canales de drenaje, debido a que la acumulación de hierro y de sulfuros en la superficie de los suelos dificulta la penetración de las raíces. También, el ácido sulfúrico afecta la tasa de crecimiento de las plantas.
- Afectar la calidad de las aguas superficiales y subterráneas (acuíferos poco profundos), lo que podría afectar a la comunidad por limitar o impedir usar las aguas para algunos usos como riego o recreación (BAQUERO, 2008).

Cuadro 1. Principales características del impacto ambiental generado por aguas acidas de mina

| Propiedad | Especies químicas/ concentración | Impacto ambiental |
|--|--|---|
| Acidez | H ⁺ pH < 4.5 | Disminución de bicarbonato para los organismos fotosintéticos; degradación y muerte de animales y plantas; reducción en la calidad del agua potable; movilización de iones metálicos; corrosión de estructuras hechas por el hombre. |
| Precipitación de hierro | Fe ³⁺ , Fe ²⁺ , Fe(OH) ³ (S) 100 a 1000 mg/l | Decoloración y turbidez en la recepción de agua a medida que aumenta el pH y las sales férricas precipitan, asfixia de los organismos bentónicos y la obstrucción de branquias de los peces, disminución de la luz que penetra en la columna de agua, incrustación de fierro en las estructuras hechas por el hombre. |
| Metales pesados y metaloides disueltos | Cu, Pb, Zn, Cd, Co, Ni, Hg, As, Sb 0.01 a 1000 mg/l | Degradación y muerte de animales y plantas, bioacumulación, reducción en la calidad de agua potable, contaminación de sólidos y sedimentos. |
| SDT | Ca, Mg, K, Na, Fe, Al, Si, Mn, SO ₄ ²⁻ 100 a más de 10000 mg/l | Disminución de la calidad del agua potable, reducción en la calidad de agua en reserva, incrustación de SDT en las estructuras hechas por el hombre en forma de sal, contaminación de sólidos y sedimentos. |

Fuente: LOTTERMOSER (2010)

2.6.3. Efectos de la acidez en el agua

La acidez, con el descenso del pH del agua, tiene las siguientes consecuencias principales (BAQUERO *et al.*, 2008):

- La solubilidad de diferentes metales pesados aumenta, con lo que las aguas llegan a ser tóxicas el ecosistema fluvial se degrada, hasta ser incapaz de mantener muchas formas de vida acuática, y los sistemas acuíferos se contaminan.
- Los valores de pH comprendidos entre 6 y 9 no presentan problemas en cultivos acuícolas. El efecto de las desviaciones de pH se muestra en el cuadro siguiente (BUXADE, 1997).

Cuadro 2. Efectos del pH

| pH | Efecto |
|-------------|---|
| <4.0 | Muerte directa |
| 4.0–5.0 | Efecto subletal que incluye pérdida de sales, daños branquiales, reducción en la puesta, crecimientos pobres, menor resistencia a enfermedades. |
| 5.0 – 6.0 | Pobre productividad en sistemas extensivos. |
| 9.0 – 10.0 | Subletal |
| 10.0 – 11.0 | Letal subletal según la especie. Daños en branquias y ojos. |
| >11 | Letal salvo si existen elevadas concentraciones de oxígeno disuelto. |

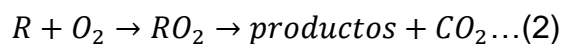
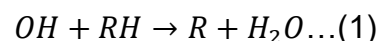
Fuente: BUXADÉ (1997)

- El agua se hace fuertemente corrosiva.

2.7. Procesos de oxidación avanzada

Según LOPEZ (2012), los procesos de oxidación avanzada (POA) constituyen en el futuro una de las tecnologías más usadas en el tratamiento de las aguas contaminadas con productos orgánicos recalcitrantes provenientes de empresas (químicas, agroquímicas, textiles, de pinturas, etc.). Entre estos procedimientos los de mayor perspectiva son los de la fotooxidación en sus dos variantes: fotocatalisis y fotólisis.

Los POA pueden definirse como procesos que implican la formación de radicales hidroxilos (OH^\bullet) altamente reactivos ya que presentan un alto potencial de oxidación ($E^\circ = 2.8 \text{ V}$), característica que lo hace de gran efectividad para el proceso de oxidación de compuestos orgánicos principalmente por abstracción de hidrógeno; es decir, se generan radicales orgánicos libres (Ecuación 1), los cuales pueden reaccionar con oxígeno molecular para formar peroxiradicales (Ecuación 2).



Las ventajas de los POA son:

- Capacidad potencial para llevar a cabo una profunda mineralización de los contaminantes orgánicos y oxidación de los

compuestos inorgánicos hasta dióxido de carbono e iones (cloruros, nitratos).

- Reactividad con la mayoría de compuestos orgánicos, hecho principalmente interesante si se quiere evitar la presencia de subproductos potencialmente tóxicos presentes en los contaminantes originales que pueden crearse mediante otros métodos.
- Descomposición de los reactivos utilizados como oxidantes en productos inocuos.

2.8. La fotólisis

Los métodos fotolíticos para la reducción de contaminantes disueltos en el agua se basan en proporcionar energía a los compuestos químicos en forma de radiación, que es absorbida por las distintas moléculas para alcanzar estados excitados en el tiempo necesario para experimentar reacciones. En presencia de radiación ultravioleta se produce la fotólisis de un gran número de compuestos orgánicos. El proceso tiene lugar en el dominio del UV-C (210–230nm) y se basa en la formación de radicales C-centrados; es decir, radicales libres. La eficiencia del proceso depende principalmente de la capacidad de absorción de radiación y de la presencia de otros compuestos que absorben la misma longitud de onda.

En los procesos de oxidación fotolíticos normalmente se usan lámparas de mercurio de baja presión (254nm, 471 KJ/mol) empleadas tanto en la desinfección como en la depuración de las aguas. Sin embargo es necesario

llevarlas a longitudes de onda más bajas (170-200nm), ya que llevan asociada una mayor energía (704-598 KJ/mol) y son más eficientes en la ruptura de los enlaces de los compuestos orgánicos.

Igualmente, la eficiencia de degradación de compuestos a partir de la luz absorbida se mide a través del rendimiento cuántico, el cual se define como la relación entre el número de moléculas que reaccionan y el número de fotones absorbidos.

2.9. Fotocatálisis heterogénea

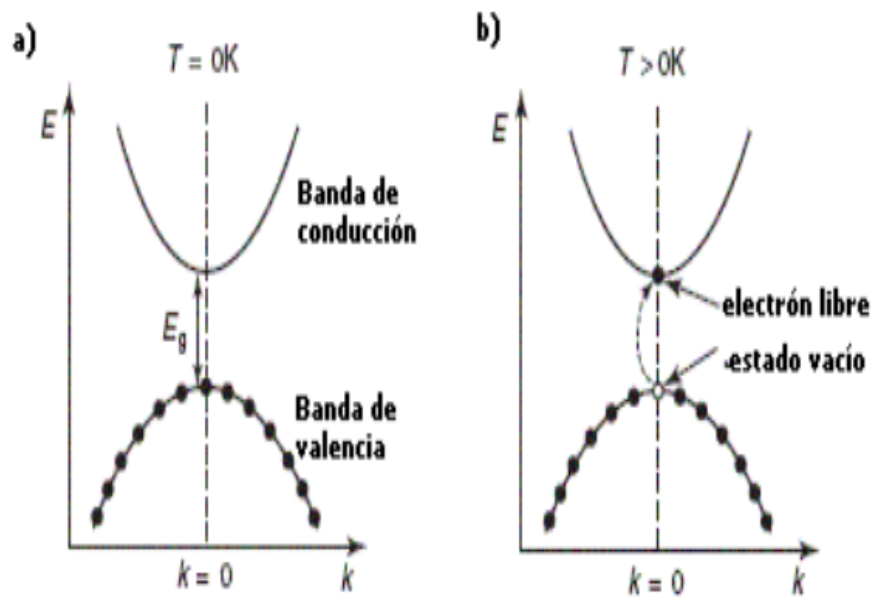
Según COLINA (2012), la fotocatálisis heterogénea es un proceso que se basa en la absorción directa o indirecta de energía radiante (visible o UV) por el fotocatalizador heterogéneo, que normalmente es un semiconductor de banda ancha. Cuando el fotocatalizador se encuentra lo suficiente excitado, comienzan a darse las reacciones de oxidación entre él y la solución, las cuales terminan por destruir o mineralizar los contaminantes, sin que el catalizador sufra cambios químicos

La excitación del semiconductor puede tener lugar de dos formas:

- Por excitación directa, de manera que éste (semiconductor) es el que absorbe los fotones usados en el proceso.
- Por excitación inicial de moléculas adsorbidas en la superficie del catalizador, las que a su vez son capaces de inyectar cargas (electrones) en el semiconductor.

Un sistema fotocatalítico consiste en partículas del fotocatalizador suspendidas en un disolvente, casi siempre agua, que cuando se exponen a la

radiación solar o luz artificial se fotoactiva, generando una serie de reacciones primarias de reducción y oxidación. Un semiconductor contiene una banda de valencia completa de electrones y una banda de conducción con estados energéticos que se encuentran vacíos

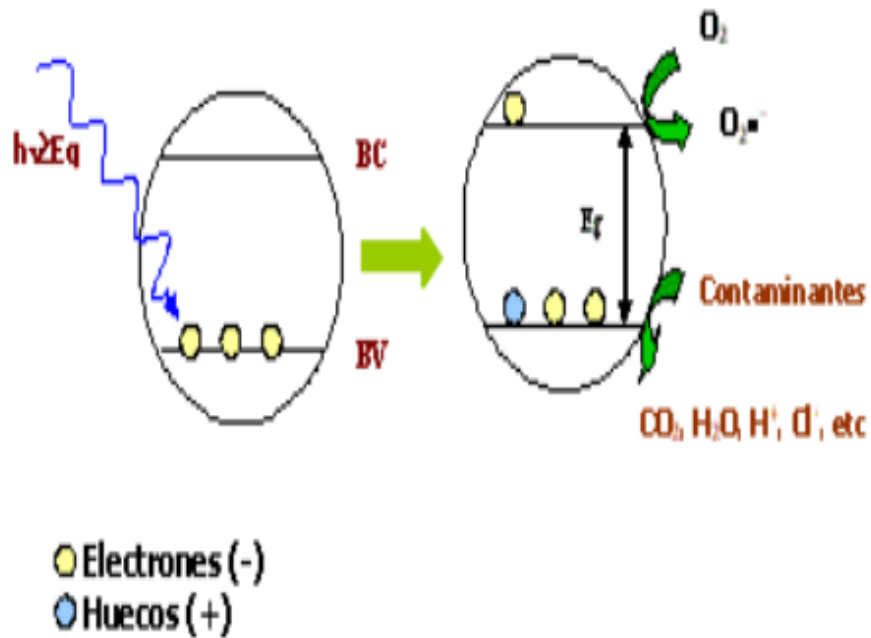


Fuente: COLINA (2012)

Figura 1. Esquema de las bandas de valencia y conducción en un semiconductor

Cuando un semiconductor se ilumina con fotones cuya energía es igual o mayor al valor de su "gap" de energía E_g (energía que se necesita para pasar de la banda de valencia a la banda de conducción), el semiconductor absorbe fotones, lo que se traduce en una excitación de electrones de la banda de valencia a la banda de conducción (fotoelectrones). El cruce energético entre ambas bandas es lo que se denomina energía de banda prohibida, dejando en la banda de valencia huecos (fotohuecos). Algunos de estos pares electrón-

hueco fotogenerados, migran hacia la superficie del sólido, donde inician reacciones de óxido-reducción con las especies adsorbidas



Fuente: COLINA (2012)

Figura 2. Esquema del proceso de generación del par electrón-hueco en una partícula de un semiconductor

En reacciones en medio acuoso, se encuentran presentes agua, oxígeno molecular, los contaminantes, entre otras especies. Bajo estas condiciones, los electrones se transfieren a las moléculas aceptoras (A) mientras que un fotohueco positivo es transferido a una molécula donadora.

2.9.1. Ventajas y desventajas de la fotocatalisis heterogénea

CORDOVA (2013), menciona algunas de las ventajas y desventajas del proceso de fotocatalisis heterogénea son:

Ventajas:

- Opera a temperatura y presión ambiente.
- Bajos costos de operación.

- No es una técnica selectiva por lo que puede usarse para tratar mezclas complejas de contaminantes.
- Utiliza radiación solar como fuente primaria de energía (valor medioambiental).
- Mineralización completa de compuestos principales y sus derivados sin generación de contaminación secundaria.
- El TiO_2 , material semiconductor más resistente a la corrosión química y a la fotocorrosión. Asimismo, es un material seguro y de bajo coste.
- Emplea oxígeno como medio oxidante.
- El catalizador TiO_2 tiene fotoestabilidad, no tiene un valor del “band-gap” demasiado elevado y no presenta toxicidad.
- Destrucción total de microorganismos sin recrecimiento.

Desventajas:

- La fotocatalisis no es una opción conveniente si las concentraciones superan el valor de 1 g/L a no ser que se realice una dilución previa.
- El TiO_2 tiene usualmente baja área superficial y baja capacidad de adsorción y aunque es efectivo para oxidar arsenito a arseniato, es difícil para remover simultáneamente el arseniato.
- El uso del dióxido de titanio tiene una banda de ancha de gap (3.2 eV) donde solamente luz debajo de los 387 nm del espectro solar se puede utilizar.

2.10. Fotocatálisis heterogénea con dióxido de titanio (TiO₂)

2.10.1. Dióxido de titanio

ACEVEDO (2015) manifiesta que el dióxido de titanio es un óxido natural del titanio que se encuentra comúnmente en tres formas polimórficas llamadas rutilo, anatasa y brookita, siendo las dos primeras las más abundantes en la naturaleza. El dióxido de titanio ha sido utilizado en pinturas, aditivos de maquillaje, protectores solares y en otros procesos ambientales para la degradación de contaminantes líquidos y gaseosos. Sus propiedades permiten que pueda ser empleado en tan variados campos. Además, posee un bajo costo, no es tóxico, se encuentra comercialmente disponible en diferentes formas cristalinas, es químicamente inerte y es altamente fotoactivo.

Este catalizador presenta una separación adecuada entre sus bandas de valencia y de conducción, razón por la cual puede absorber la radiación UV proveniente de la luz solar. La energía del ancho de banda de las formas anatasa y rutilo corresponde a 3.20 y 3.03 eV, respectivamente. Los valores de energía del ancho de banda de ambas formas cristalinas del dióxido de titanio pueden superarse con longitudes de onda de alrededor de 390 nm.

Toda la radiación solar incidente en la superficie terrestre se encuentra distribuida en las regiones ultravioleta, visible e infrarrojo, cuyas longitudes de onda se localizan entre 100 y 400, 380 y 740 y mayores a 740 nm, respectivamente. Las densidades superficiales de energía radiante de cada una corresponden al 7.8; 47.3 y 44.9 % del total. CHONG *et al.* (2010) clasifican la región ultravioleta del espectro de radiación solar, comprendida entre 100 y 400 nm, de la siguiente manera:

- UV-A con longitudes de onda entre 315 y 400 nm (3.10 – 3.94) eV
- UV-B con longitudes de onda entre 280 y 315 nm (3.94 – 4.43) eV
- UV-C con longitudes de onda entre 100 y 280 nm (4.43 – 12.40) eV

La radiación ultravioleta natural que llega a la superficie terrestre corresponde a las regiones UV-A y UV-B, puesto que la radiación UV-C es absorbida en la atmósfera (CHONG *et al.*, 2010). Así, la radiación UV-A puede proveer de la energía suficiente para que el dióxido de titanio se active en procesos fotocatalíticos. Sin embargo, con la radiación UV con una longitud de onda de hasta 400 nm, se aprovecha apenas del 3 al 7 % de la radiación solar que recibe.

Por esta razón, en la actualidad muchas investigaciones buscan expandir el rango activo hacia el espectro visible de la radiación solar ($\lambda > 400$ nm), a través de la modificación del dióxido de titanio con otros materiales.

Por su parte, el dióxido de titanio Degussa P25 (80 % anatasa y 20 % rutilo) alcanza los mayores porcentajes en cada uno de los tiempos de medición debido a que su morfología facilita la transferencia de electrones de la fase rutilo a la fase anatasa y, de esta manera, se estabiliza la separación de carga y se disminuye la recombinación de los electrones/huecos (KLAVARIOTI *et al.*, 2008).

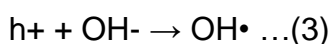
2.11. Variables que influyen en el proceso de fotocátalisis

Según CABELLO (2000) existen muchos parámetros que influyen de manera cualitativa y cuantitativa en el proceso oxidación-reducción fotocatalizado, y que como consecuencia resultan determinantes en la eficiencia

global del proceso. Estos parámetros son indispensables para la creación de los modelos matemáticos, ya sea que tenga poca o gran influencia en las velocidades de reacción y en la eficiencia de la misma. Los más relevantes se describen a continuación.

2.11.1. pH

ACOSTA (2009), asegura que se ha demostrado que el pH tiene un efecto determinante en el proceso global y además su efecto es variable y controvertido. Usualmente, el proceso de fotocátalisis es más eficiente en medio ácido ($3 \leq \text{pH} \leq 5$). Sin embargo, las velocidades de reacción aumentan con elevados valores de pH, puesto que en medio básico el número de radicales hidroxilos se puede incrementar en la superficie de las partículas de TiO_2 por la captura de los iones hidroxilos por parte de los huecos disponibles fotoinducidos para producir radicales hidroxilos.



En segunda instancia, se tiene información de que las partículas de TiO_2 tienden a agruparse bajo condiciones ácidas, ocasionando una reducción en el área superficial disponible para la absorción de contaminantes y fotones. Cuando se requiere trabajar a estos valores de pH, resulta más conveniente utilizar la técnica de fotocátalisis en fase homogénea. Además de esto, se cuenta con otro factor determinante para el establecimiento del valor óptimo del pH, que es el tipo de estructura de los compuestos en cuestión y su capacidad de absorción sobre la superficie del catalizador, dependiendo de la carga superficial del TiO_2 y del estado de ionización de la molécula orgánica. Dicha adsorción juega un papel determinante en el proceso de fotodegradación de los

compuestos en estudio, como se analizará más adelante. Para valores de pH más altos que el punto isoeléctrico (pzc) del dióxido de titanio (pzc rutilo = 6.3; pzc anatasa = 2), la superficie se carga negativamente y lo opuesto ocurre para valores de pH por debajo del pzc; este hecho puede observarse en el siguiente equilibrio.

2.11.2. Temperatura

CARBAJO (2013) menciona que como en la mayoría de las reacciones fotoasistidas la catálisis heterogénea no es sensible a pequeñas variaciones de la temperatura, por lo que las etapas de proceso que son más fuertemente dependientes de este parámetro, como la adsorción, desorción, y migración superficial, no parecen ser las etapas controlantes. Sin embargo se han observado comportamientos de las velocidades iniciales en el fenol y en el ácido salicílico que siguen una ley tipo Arrhenius.

En cuanto a la temperatura se puede decir que su influencia en la velocidad de reacciones fotocatalíticas es poco significativa. No obstante, el fenómeno de adsorción se puede ver afectado significativamente. Este comportamiento es típico de reacciones iniciadas fotoquímicamente, por absorción de un fotón. A su vez VILLANUEVA (2011), las temperaturas mayores a 80 °C promueven la recombinación de los pares electrón/hueco generados y disminuyen la adsorción de los contaminantes en la superficie del catalizador.

2.11.3. Tipo de reactor

CARBAJO (2013) menciona que el tipo de reactor y algunos parámetros como la óptica, la geometría, distribución de luz, tipo de flujo, etc.,

influyen sobre el rendimiento de la reacción, por lo tanto deben de tenerse muy en cuenta a la hora de diseñar y modelar reacciones fotocatalíticas.

2.11.4. Fuente radiante

CARBAJO (2013) menciona que la velocidad de reacción es proporcional a la intensidad de la luz hasta cierto valor específico en cada proceso. A partir de esta intensidad característica, la velocidad de reacción se hace proporcional a la raíz cuadrada de la intensidad de la luz debido a una mayor recombinación electrón-hueco. Para procesos fotocatalíticos que empleen radiación solar y TiO_2 como fotocatalizador, la intensidad de radiación solar ultravioleta influye en forma prácticamente lineal en el proceso de degradación. Como ya se ha mencionado, la fotocatalisis implica la combinación de la fotoquímica con la fotocatalisis. Ambos, luz y catalizador, son necesarios para alcanzar o acelerar una reacción química.

2.11.5. Características del catalizador

CARBAJO (2013) menciona que en general, son características ventajosas para un fotocatalizador una alta área superficial, distribución de tamaño de partícula uniforme, forma esférica de las partículas y ausencia de porosidad interna. Las propiedades superficiales del catalizador alteran la densidad de producción superficial de radicales libres hidroxilos durante el proceso, así como la de otros radicales oxidantes. COLINA (2012) también asegura que altas concentraciones del catalizador provocan efectos de apantallamiento en los que se reduce el área superficial expuesta a la radiación incidente.

2.12. Límites permisibles

Según BRAUNSHWEILER *et al.* (1995) comenta que el mercurio tiene una gran variedad de aplicaciones, por lo que hay una diversidad de industrias en las que los seres humanos pueden estar expuestos a este metal y a partir de las cuales puede ocurrir su liberación al ambiente. En consecuencia, en muchos países el mercurio está sujeto a control por parte de las diversas agencias, desde las encargadas de la extracción de la plata, de las cuales del 60 al 65% se han liberado a la atmósfera. En la extracción del oro, importante fuente económica de Brasil, se calcula que, tan solo en 1989, hubo una emisión de 168 toneladas de Hg.

Otros autores refieren que entre 1980 y 1986, en el área de Serra Pelada, la emisión fue de 590 toneladas del metal. La exposición al mercurio de los gambuesinos y de los habitantes de la zona puede ocurrir a través del proceso de extracción o mediante otras vías como puede ser la ingestión de la forma orgánica. En la extracción del oro o la plata, para separar el metal precioso se forma una amalgama del mineral con el mercurio, la cual posteriormente se quema, lo que causa la liberación ambiental del mercurio en forma de vapor. Si en este proceso la ventilación es inadecuada o, como es más común, inexistentes los mineros pueden inhalar mercurio, si los procesos mineros son inadecuados, puede haber derrame de grandes cantidades de mercurio a los ríos adyacentes, lo que causa la contaminación del agua y/o de los peces y eventualmente de quienes los ingieren.

Se ha determinado que la cantidad de mercurio en peces de consumo humano en un reservorio de agua cercano a una planta hidroeléctrica

en Tucuuruí, Brasil es del orden de hasta 2.5 mg/Kg, el cual es muy superior al valor límite de seguridad para consumos de peces que se ha establecido en 0.5 mg/Kg. Se ha considerado que la primordial fuente de contaminación con mercurio en la población humana de la zona es el consumo de peces, pues estos son la única fuente de proteínas para algunos grupos, sobre todo, las familias de pescadores. Desde luego, la cantidad de mercurio presente en estas personas depende del tipo de pez y del consumo semanal.

En investigaciones realizadas sobre la cantidad de mercurio presente en el pelo en habitantes de áreas del Brasil muy cercanas a regiones mineras, se encontró que estos valores eran elevados, del orden de 0.25 hasta 69 mg/Kg. Aunque en algunos casos los niveles son elevados, en las personas que participaron en el estudio no se observaron los síntomas típicos de intoxicación crónica con metilmercurio, como trastornos sensoriales, constricción del campo visual y temblor de manos. Por otro lado, se encontró que los hijos de madre cuya concentración de mercurio durante el embarazo fue incluso menor de 20 mg/Kg, presentaron retardo psicomotor. No obstante, los datos sobre los niveles de mercurio presentes en la zona, aun no se han detectado los efectos de una exposición crónica y los habitantes de la región del Amazonas y las áreas mineras cercanas se encuentran ante la amenaza de una intoxicación crónica con metilmercurio cuyas consecuencias son impredecibles.

2.12.1. Límite máximo permisible para la descarga de efluentes líquidos de actividades minero metalúrgicas

El límite máximo permisible es la medida de la concentración o del grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos o biológicos, que

caracterizan al efluente líquido de actividades minero-metalúrgicas, y que al ser excedida causa o puede causar daños a la salud, al bienestar humano y al ambiente (MINAM, 2010).

Cuadro 3. Límites máximos permisibles para la descarga de efluentes líquidos de actividades minero – metalúrgicos

| Parámetro | Unidad | Límite en cualquier momento | Límite para el Promedio Anual |
|-------------------|--------|-----------------------------|-------------------------------|
| pH | - | 6 - 9 | 6 - 9 |
| Cianuro total | mg/L | 1 | 0.8 |
| Arsénico Total | mg/L | 0.1 | 0.08 |
| Cadmio Total | mg/L | 0.05 | 0.04 |
| Cromo Hexavalente | mg/L | 0.1 | 0.08 |
| Cobre total | mg/L | 0.5 | 0.4 |
| Hierro (Disuelto) | mg/L | 2 | 1.6 |
| Plomo total | mg/L | 0.2 | 0.16 |
| Mercurio Total | mg/L | 0.002 | 0.0016 |
| Zinc Total | mg/L | 1.5 | 1.2 |

Fuente: MINAM (2010)

El límite es el valor del parámetro que no debe ser excedido en ningún momento. Para la aplicación de sanciones por incumplimiento del límite en cualquier momento, esta deberá ser verificada por el fiscalizador o la autoridad competente mediante un monitoreo realizado de conformidad con el Protocolo de Monitoreo de Aguas y Efluentes (MINAM, 2010).

2.12.2. Estándares nacionales de calidad ambiental para el agua

Cuadro 4. Estándares de calidad ambiental para agua

| Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para el Agua (Mercurio) | | | |
|--|--------|--------|--|
| Usos | Unidad | Valor | |
| Poblacional y recreacional | mg/L | 0.001 | |
| Riego de vegetales y bebida de animales | mg/L | 0.001 | |
| Conservación del ambiente acuático (selva, costa, sierra) | mg/L | 0.0001 | |
| Conservación del ambiente acuático (ecosistema marino) | mg/L | 0.0001 | |
| Conservación del ambiente acuático (estuarios) | mg/L | 0.001 | |
| Conservación del ambiente acuático (lagos y lagunas) | mg/L | 0.0001 | |

Fuente: MINAM (2008)

Cuadro 5. Estándares internacionales de calidad ambiental para agua

| Estándares Internacionales de Calidad Ambiental para el Agua (Mercurio) | | | |
|---|--------------|--------|----------|
| Usos | Fuente | Unidad | Valor |
| Agua Potable | OMS (2004) | mg/L | 0.001 |
| | CCME (2005) | mg/L | 0.001 |
| | USEPA (2005) | mg/L | 0.002 |
| Preservación de | CCME (1999) | mg/L | 0.000026 |
| Fauna Acuática | USEPA (2005) | mg/L | 0.00077 |
| Consumo | CCME (1999) | mg/L | 0.003 |

Fuente: MINAM (2008)

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Lugar de ejecución

Esta investigación se realizó en las instalaciones de la Universidad Nacional Agraria de la Selva (Laboratorio de Calidad del Agua), ubicada en la ciudad de Tingo María, distrito de Rupa Rupa, Provincia de Leoncio Prado, Región Huánuco.

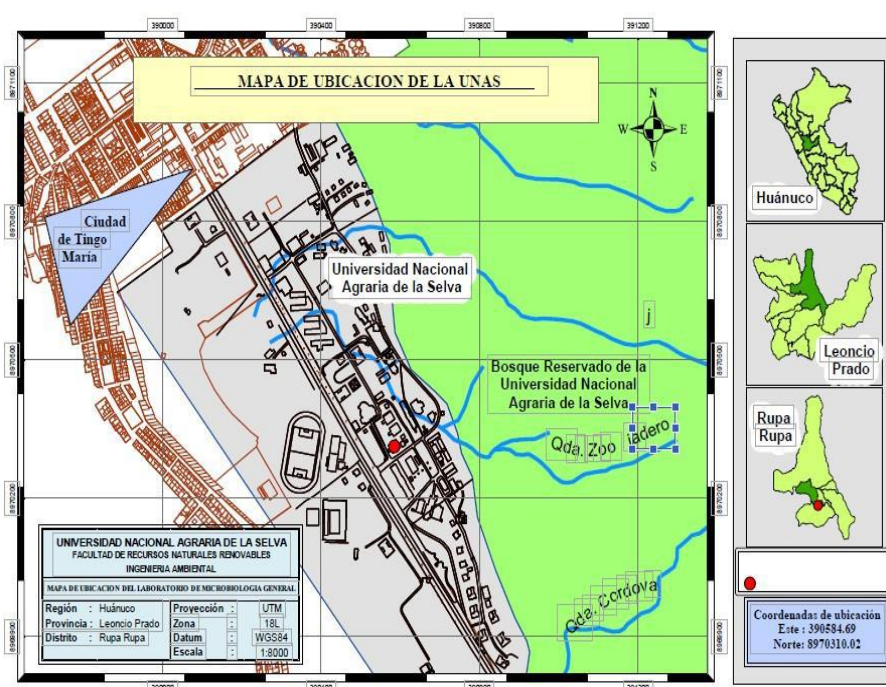


Figura 3. Mapa de Ubicación de la UNAS

3.1.1. Aspectos ambientales

La ciudad de Tingo María posee clima tropical, con una temperatura máxima de 35°C y mínima de 17°C y una humedad atmosférica relativa máxima

de 88 % y mínima de 74 %. Presenta una precipitación media anual de 3155 mm. Según el Mapa Ecológico corresponde a la zona de Bosque húmedo pre montano tropical (bmh-PT), la zona de vida establecida en la clase N° 09 del reglamento de clasificación de tierras.

Hidrográficamente se encuentra en la cuenca del río Huallaga; el comportamiento climático es variable, con una precipitación anual promedio de 3328.9 mm. Las mayores precipitaciones se producen entre los meses de septiembre a abril y alcanza un máximo extremo en el mes de febrero con un promedio mensual de 608.4 mm.

3.2. Materiales y equipos

3.2.1. Materiales

Agua destilada, matraz, probetas, pipetas, frascos de muestras, tubo de ensayo, varilla, vaso precipitado de 50 ml.

3.2.2. Materiales del fotocatalizador

Láminas de vidrio, manguerillas, motor de 12 V, regulador de paso de agua, baldes de 4 litros, latillas de metal, pegamento industrial.

3.2.3. Reactivos

Cloruro de mercurio (HgCl_2), dióxido de titanio, ditizona y dodecil Sulfato de Sodio (SDS).

3.2.4. Equipos

Balanza analítica marca Hanna, espectrofotómetro UV-VIS marca Thermo Scientific, luxómetro marca Hanna, peachimetro – HANNA Termómetro y conductímetro marca Hanna.

3.3. Metodología

El equipo fotocatalizador consto de lo siguiente:

- Cada tratamiento tiene un recipiente de 4 litros c/u conteniendo el agua con cloruro de mercurio.
- Tres (3) placas planas inclinadas 10° de 15cm X 50cm, para cada concentración de cloruro de mercurio a trabajar haciéndose un total de 9 placas cada una con 3 celdas por placa para sus repeticiones donde se encontrará el fotocatalizador, TiO_2 el cual fue adherido con el uso de silicona y secado previamente.
- Finalmente, se instaló un sistema de recirculación mediante unos motores de 12 V.

El funcionamiento y operación del equipo fue de la siguiente manera:

- Cada tanque de alimentación contuvo 4 litros de agua contaminada (simulada) con cloruro mercurio HgCl_2 , trabajándose con tres concentraciones diferentes con 0.02 mg/L, 0.2 mg/L y 2 mg/L. La función de este es alimentar de agua contaminada al sistema para su tratamiento.
- Mediante una llave de paso se graduará la salida de agua contaminada desde el recipiente.
- La posición de las placas estuvo orientada a la dirección de salida del sol para que pueda darse la reacción de fotocátalisis. Se dispuso de una malla a la hora del ingreso del agua, con la finalidad de homogenizar el curso del agua por toda la placa impregnada con el fotocatalizador.

- El agua contaminada después de pasar por el tratamiento llegó a un colector, el mismo que fue recirculado al recipiente mediante un motor adaptado.
- A su vez se fueron registrando la temperatura ambiental, el grado de luxes, cada 30 minutos durante el tratamiento.

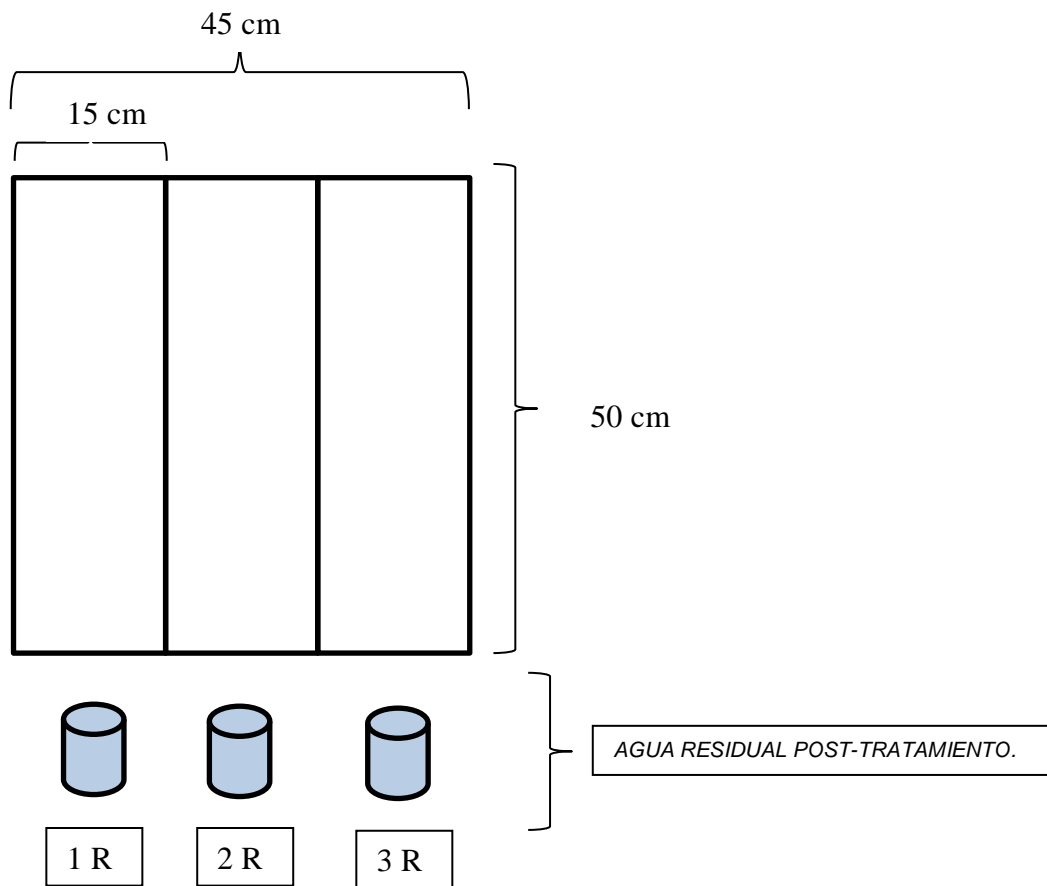


Figura 4. Diseño en planta del equipo

3.3.1. Frecuencia del monitoreo

De acuerdo al pronóstico del SENAMHI, se determinaron los días de la semana con elevado nivel de radiación para el funcionamiento del equipo.

El equipo hizo su funcionamiento un día por semana entre 11 am a 2 pm. Cada treinta (30) minutos se tomó muestras de 100 ml (respectivamente rotulado) para su posterior análisis y evaluación.

3.3.2. Preparación de materiales y equipos

Se preparó los frascos de muestreo, esterilizados y rotulados con el nombre de cada uno respectivamente. Para el análisis de pH, temperatura, conductividad eléctrica, y concentración de mercurio mediante espectrofotómetro UV.

3.3.3. Determinación de Parámetros Físico - Químicos

3.3.3.1. Determinación de Temperatura (°C)

La temperatura se determinó mediante termometría realizada "in situ" con un termómetro de mercurio.

3.3.3.2. Determinación del pH

Se determinó mediante electrometría de electrodo selectivo (peachimetro HANNA). Se Mide el pH de la muestra colectada en un frasco o botella de vidrio.

3.3.3.3. Determinación de Conductividad

Se determinó mediante electrometría con un electrodo conductimétrico, expresando el resultado en micro siemens cm ($\mu\text{S cm}^{-1}$). La medición ex situ.

3.3.3.4. Intensidad luminosa

Se determinó haciendo uso del luxómetro. Se midió la intensidad luminosa poniendo el luxómetro en una parte despejada, la unidad de medida es el lux.

3.3.4. Determinación de la concentración del mercurio

Se determinó mediante la espectrofotometría. Se introdujo la muestra de agua contaminada al espectrofotómetro, lo cual nos indicará la concentración del mercurio en la unidad de ppm.

3.3.5. Determinación de tasa de remoción de mercurio divalente

Para la determinación de la eficiencia del fotocatalizador, se tuvo en cuenta la concentración del cloruro mercúrico del agua antes y después de hacerlo pasar por el fotoreactor, lo cual brindara la información de la concentración de remoción del contaminante y la eficiencia del fotocatalizador.

$$E = \left(\frac{X_E - X_S}{X_E} \right) * 100$$

3.3.6. Evaluación de la calidad del agua

El nivel de concentración o el grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos presentes en el agua, en su condición de cuerpo receptor y componente básico de los ecosistemas acuáticos, estarán determinados por los estándares nacionales de calidad ambiental para el agua, establecidos en el Decreto Supremo N° 002-2008-MINAM.

3.3.7. Metodología para la determinación de Hg mediante el espectrofotómetro UV-VIS

Preparación de soluciones:

1. Soluciones de Sulfato Dodecil de Sodio (0.58 M): Se pesó 17.3028 g. de SDS se colocará en una fiola y se enraso con agua destilada en 100 ml.
2. Solución de Ditizona en Sulfato Dodecil de Sodio: En una fiola de 50 ml, que contiene SDS al 0.58 M, se adiciono 0.36 g.

3. Preparación de Patrones de HgCl_2 (500 ppm): Se pesó 0.338401 g. de cloruro mercuríco y se enraso en una fiola de 500 ml de agua destilada.

4. Solución para la curva de calibración

- Para 20 ppm: 1 ml de HgCl_2 (500 ppm) en una fiola enrasar 20 ml de agua destilada.
- Para 10 ppm: 0.5 ml de HgCl_2 (500 ppm) en una fiola enrasar 20 ml de agua destilada.
- Para 5 ppm: 0.25 ml de HgCl_2 (500 ppm) en una fiola enrasar 20 ml de agua destilada.
- Para 1 ppm: 0.05 ml de HgCl_2 (500 ppm) en una fiola enrasar 20 ml de agua destilada.
- Para 0.5 ppm: 0.005 ml de HgCl_2 (500 ppm) en una fiola enrasar 20 ml de agua destilada.

5. Preparación para la curva de calibración.

Se procedió a la lectura espectrofotométrica de soluciones preparadas de la siguiente manera: muestras (20, 10, 5, 1 y 0.5ppm) de solución de HgCl_2 . En una fiola de 10 ml se adiciono 0.2 ml de solución ditizona-SDS y enraso a 10 ml con solución de HgCl_2 (20, 10, 5, 1 y 0.5ppm) respectivamente, luego de lo cual se realizaron las lecturas de las 5 fiolas en el espectrofotómetro UV- VIS. De igual manera para las muestras de aguas recolectadas; en una fiola de 10 ml se adiciono 2 ml de la solución de ditizona-SDS y se enraso con cada una de las muestras recolectadas.

3.4. Tipo de Investigación

La presente investigación es de tipo experimental.

3.5. Variables

3.5.1. Variables dependientes

- La remoción y/o degradación de mercurio

3.5.2. Variables independientes

- Peso de Dióxido de Titanio/área de la placa (g/m^2)
- Concentración de cloruro mercúrico (mg/L)

3.5.3. Variables intervinientes

- Conductividad eléctrica
- Intensidad Luminosa
- pH
- Temperatura ambiental
- Tiempo de operación

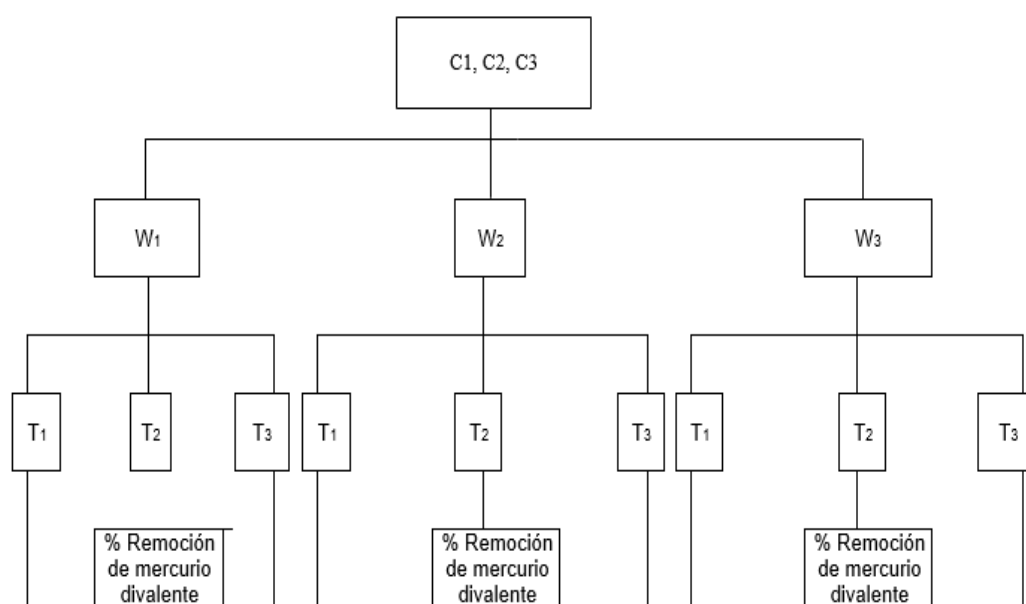
3.5.4. Operacionalización de variables

Cuadro 6. Operacionalización de variables

| Variable | Indicador | Variable | Escala |
|------------------------------------|----------------------|--------------|---------|
| Variable Dependiente | | | |
| Remoción de mercurio divalente | Tasa de remoción (%) | Cuantitativa | Nominal |
| Variable Independiente | | | |
| Peso de dióxido de titanio | g/m^2 | Cuantitativa | Nominal |
| Concentración de cloruro mercúrico | mg/L | Cuantitativa | Nominal |
| Variables Intervinientes | | | |
| Conductividad eléctrica | μSm | Cuantitativa | Nominal |
| Intensidad luminosa | lux | Cuantitativa | Nominal |
| pH | $[\text{H}]^+$ | Cuantitativa | Nominal |
| Tiempo | minutos | Cuantitativa | Nominal |
| Temperatura | $^{\circ}\text{C}$ | Cuantitativa | Nominal |

3.6. Diseño y esquema de investigación

Se adaptó un diseño experimental, en el cual se trabajó tres diferentes pesos de dióxido de titanio (25 g, 50 g y 100 g), por agua con cloruro de mercurio a tres concentraciones diferentes (0.02, 0.2 y 2 mg/L) cada una de estas con tres repeticiones, a fin de evaluar la remoción, según el esquema a evaluar.



Leyenda

C1, C2, C3: Concentración de cloruro mercuríco (0.02 g/l, 0.2 g/l, 2 g/l)

W1: 25 g. de dióxido de titanio

W2: 50 g. de dióxido de titanio

W3: 100 g. de dióxido de titanio

3.7. Diseño estadístico

BADII *et al.* (2007), nos dice que un experimento factorial permite la separación y la evaluación de los efectos de cada uno de 2 o más factores que afectan solo a una unidad experimental, además permite la detección de los efectos de interacción entre 2 o más factores. En la presente tesis se dispuso de un diseño factorial en donde se tendrá las siguientes consideraciones:

Ho: No existe diferencia significativa entre las combinaciones de la concentración inicial del contaminante y los pesos del fotocatalizador.

Ha: Existe diferencia significativa en alguna de las combinaciones de la concentración inicial del contaminante y los pesos del fotocatalizador.

Número de factores

En el presente trabajo de investigación se tendrá 2 variables, como se muestra en el cuadro 7 como son concentración del contaminante y peso del fotocatalizador.

Cuadro 7. Número de Factores del diseño factorial

| Variable 1 | Variable 2 | | |
|------------|------------|------|------|
| | T1 | T2 | T3 |
| V1 | T1V1 | T2V1 | T3V1 |
| V2 | T1V2 | T2V2 | T3V2 |
| V3 | T1V3 | T2V3 | T3V3 |

La combinación de las variables se representó en 9 tratamientos expresados como T₁: T1V1, T₂: T2V1, T₃: T3V1, T₄: T1V2, T₅: T2V2, T₆:T3V2, T₇: T1V3, T₈: T2V3, T₉:T3V3.

Se arregló factorial como se muestra en el cuadro 8.

Cuadro 8. Representación de la distribución del arreglo factorial

| Causas | Grados de libertad (G.L.) | | |
|-----------------|---------------------------|------------|----|
| Tratamientos | ab-1 | (3*3)-1 | 8 |
| Factor A | a-1 | 3-1 | 2 |
| Factor B | b-1 | 3-1 | 2 |
| Interacción AxB | (a-1)(b-1) | (3-1)(3-1) | 4 |
| Error | ab(n-1) | 3*3(9-1) | 72 |
| Total | abn-1 | (3*3*9)-1 | 80 |

a: Número de niveles en la variable 1,
n: Número de repeticiones en cada nivel

b: Número de niveles en la variable 2

3.7.1. Análisis de varianza

BADII *et al.* (2007), nos dice que para el análisis de varianza de un diseño factorial tendría la forma como se aprecia en el cuadro número 9.

Cuadro 9. Análisis de Varianza del diseño factorial

| Causas | G.L. | CM | F |
|-----------------|---------------|---------------------------------------|--|
| Tratamientos | ab-1 | $\frac{SC_{\text{trat}}}{ab - 1}$ | $\frac{CM_{\text{trat}}}{CM_{\text{error}}}$ |
| Variable A | a-1 | $\frac{SC_{\text{facA}}}{a - 1}$ | $\frac{CM_{\text{facA}}}{CM_{\text{error}}}$ |
| Variable B | b-1 | $\frac{SC_{\text{facB}}}{b - 1}$ | $\frac{CM_{\text{facB}}}{CM_{\text{error}}}$ |
| Interacción AxB | (a-1)(b-1) | $\frac{SC_{\text{int}}}{G.L.}$ | $\frac{CM_{\text{int}}}{CM_{\text{error}}}$ |
| Error I | ab(n-1) | $\frac{SC_{\text{error}^*}}{G.L.}$ | S_1^2 |
| Error II | ab(n-1)-(n+1) | $\frac{SC_{\text{error}^{**}}}{G.L.}$ | S_{II}^2 |
| Bloque | n-1 | $\frac{SC_{\text{bloque}}}{n - 1}$ | $\frac{CM_{\text{bloque}}}{CM_{\text{error}}}$ |
| Total | abn-1 | --- | --- |

SC_{trat}: Suma de cuadrados del tratamiento SC_{facA}: Suma de cuadrados del factor A SC_{facB}: Suma de cuadrados del Factor B SC_{error*}: Suma de cuadrados del error I SC_{error**}: Suma de cuadrados del error II CM_{trat}: Cuadrado medio del tratamiento CM_{error}: Cuadrado medio del error CM_{facA}: Cuadrado medio del factor A CM_{facB}: Cuadrado medio del factor B CM_{int}: Cuadrado medio de la interacción CM_{bloque}: Cuadrado medio del bloque

3.7.1.1. Comparación de tratamientos

BADII *et al.* (2007) comenta que debido a que se nos permitió comparar las medias de los tratamientos después de haber rechazado la hipótesis nula de igualdad de medias en el ANVA se procederá a realizar la comparación de los tratamientos utilizados a través de la prueba de Tukey.

IV. RESULTADOS

4.1. Evaluación del comportamiento de remoción de mercurio divalente en los diferentes tratamientos en función al tiempo de operación

Se realizaron 9 diferentes tratamientos variando la concentración del mercurio inicial (0.02 mg/l, 0.2 mg/l y 2 mg/l) y el peso del fotocatalizador en caso de la presente investigación se trabajó con dióxido de titanio (25 g, 50 g y 100g) con tres diferentes repeticiones para evaluar el comportamiento de remoción del mercurio divalente durante en diferentes tiempos de operación.

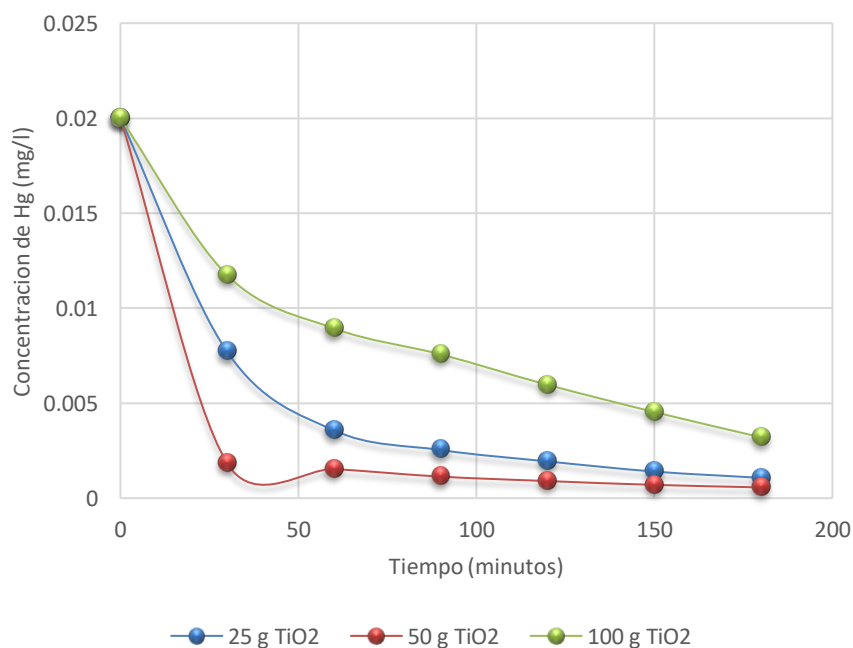


Figura 5. Comportamiento en la remoción a una concentración inicial de 0.02 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio

En la figura 5 podemos observar el comportamiento en la remoción de mercurio divalente a una concentración inicial de 0.02 mg/l, en la cual notamos una mayor eficiencia y rapidez en niveles de remoción de mercurio en el tratamiento en la cual se usó 50 gramos de TiO_2 , mientras que por otro lado se visualiza una remoción más lenta en el tratamiento que se utilizó 100 gramos de TiO_2 .

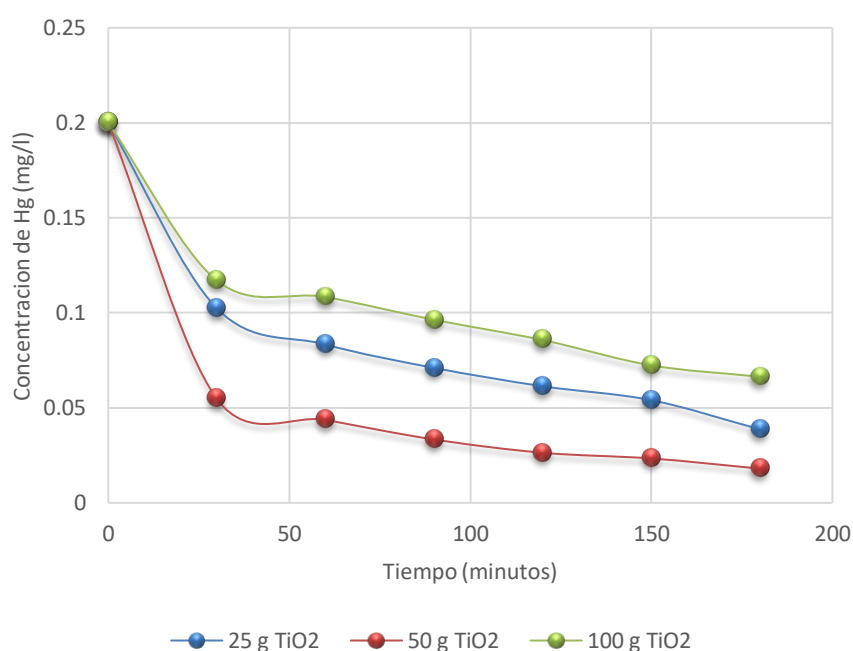


Figura 6. Comportamiento en la remoción a una concentración inicial de 0.2 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio

En la figura 6 podemos observar el comportamiento en la remoción de mercurio divalente a una concentración inicial de 0.2 mg/l, en la cual notamos una mayor eficiencia y rapidez en niveles de remoción de mercurio en el tratamiento en la cual se usó 50 gramos de TiO_2 , mientras que por otro lado se visualiza una remoción más lenta en el tratamiento que se utilizó 100 gramos de TiO_2 .

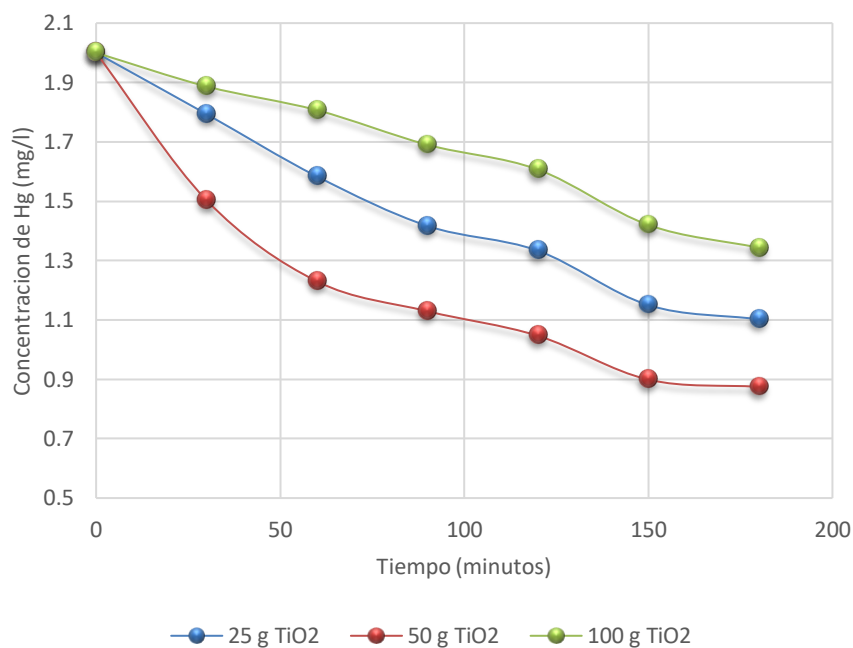


Figura 7. Comportamiento en la remoción a una concentración inicial de 2 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio

En la figura 7 podemos observar el comportamiento en la remoción de mercurio divalente a una concentración inicial de 2 mg/l, en la cual notamos una mayor eficiencia y rapidez en niveles de remoción de mercurio en el tratamiento en la cual se usó 50 gramos de TiO₂, mientras que por otro lado se visualiza una remoción más lenta en el tratamiento que se utilizó 100 gramos de TiO₂.

4.2. Evaluación del comportamiento de parámetros fisicoquímicos (pH, temperatura y conductividad eléctrica)

Se realizaron las medidas de pH, temperatura del agua y conductividad eléctrica en tres intervalos de tiempo diferentes (0, 90 y 180

minutos) con la finalidad de ver el comportamiento de los mismo ante el proceso de fotocátalisis y si se ven influenciados por las variables.

4.2.1. Evaluación del comportamiento del pH

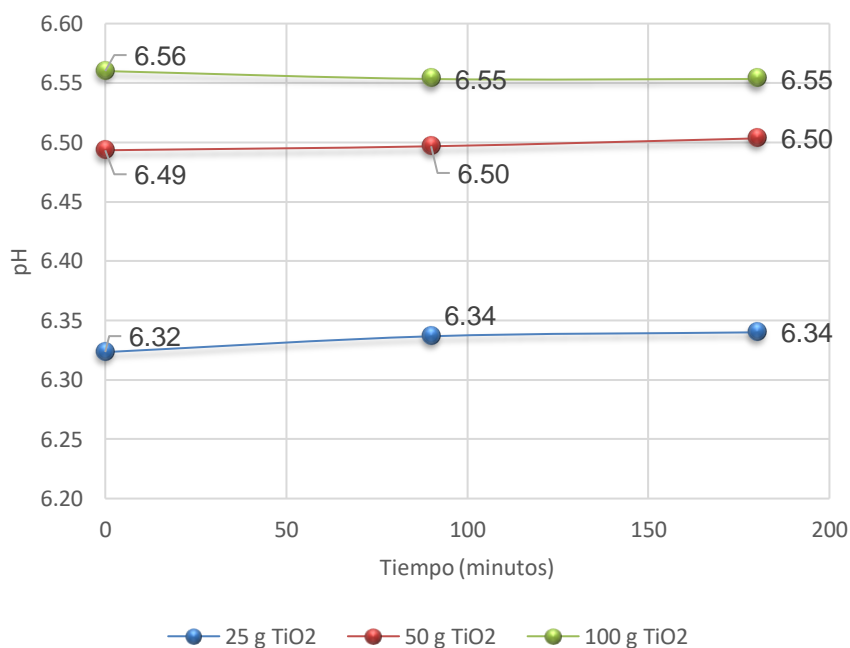


Figura 8. Niveles de pH en el tiempo a una concentración inicial de 0.02 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio

En la figura 8 se observa los niveles de pH con una concentración inicial de 0.02 mg/l y sus comportamientos con los diferentes pesos de dióxido de titanio; en todos los tratamientos se observa que hay una ligera variación en los valores de pH, donde el tratamiento con mayor nivel de pH se observó en los que se trabajó con las interacción de 100 gramos de TiO₂ mientras que la más baja se observó en el tratamiento con interacción en 25 gramos de TiO₂. El tratamiento que se trabaja con 100 gramos de TiO₂ el pH termina inicia con 6.56

y finaliza con 6.55, el tratamiento de 50 gramos inicia con 6.49 y finaliza con 6.5 finalmente el tratamiento de 25 gramos inicio con 6.32 y finalizo con 6.34.

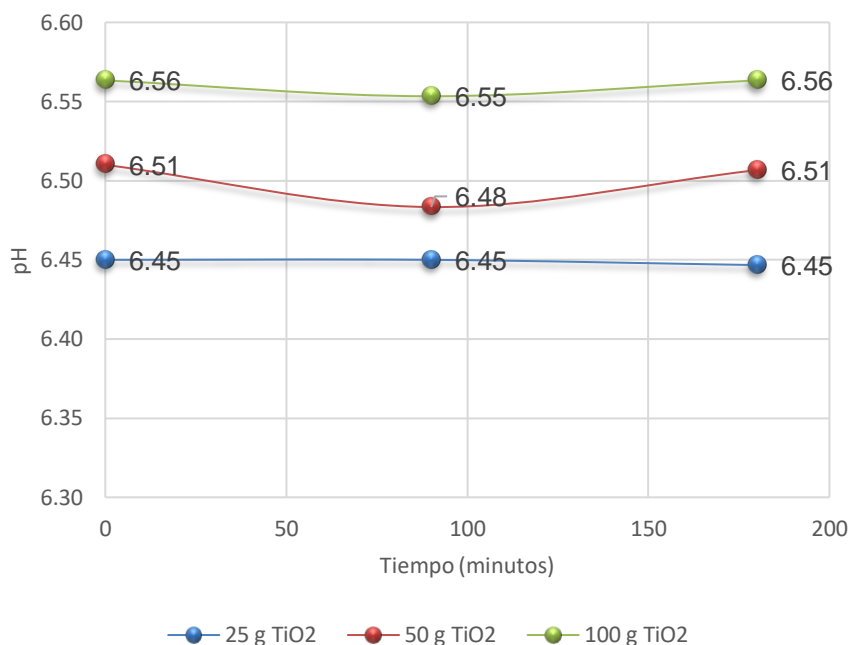


Figura 9. Niveles de pH en el tiempo a una concentración inicial de 0.2 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio

En la figura 9 se observa los niveles de pH con una concentración inicial de 0.2 mg/l y sus comportamientos con los diferentes pesos de dióxido de titanio; en todos los tratamientos se observa que hay una ligera variación en los valores de pH, donde el tratamiento con mayor nivel de pH se observó en los que se trabajó con las interacción de 100 gramos de TiO₂ mientras que la más baja se observó en el tratamiento con interacción en 25 gramos de TiO₂. El tratamiento que se trabaja con 100 gramos de TiO₂ el pH termina inicia con 6.56 y finaliza con 6.56, el tratamiento de 50 gramos inicia con 6.51 y finaliza con 6.51 finalmente el tratamiento de 25 gramos inicio con 6.45 y finalizo con 6.45.

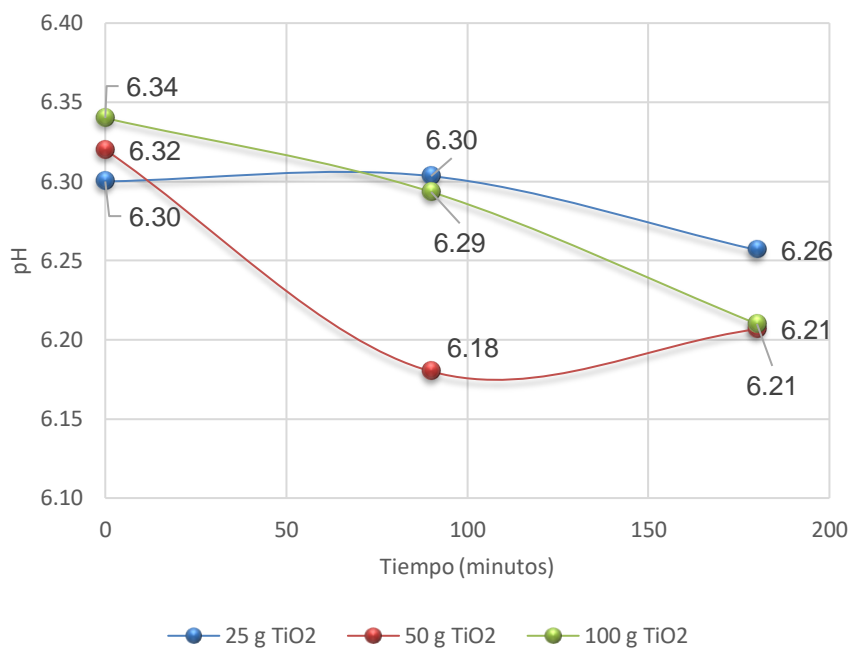


Figura 10. Niveles de pH en el tiempo a una concentración inicial de 2 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio

En la figura 10 se observa los niveles de pH con una concentración inicial de 2 mg/l y sus comportamientos con los diferentes pesos de dióxido de titanio; en todos los tratamientos se observa que hay una ligera variación en los valores de pH. El tratamiento que se trabaja con 100 gramos de TiO₂ el pH termina inicia con 6.34 y finaliza con 6.21, el tratamiento de 50 gramos inicia con 6.32 y finaliza con 6.21 finalmente el tratamiento de 25 gramos inicio con 6.30 y finalizo con 6.26.

4.2.1.1. ANVA para pH

Se realizó el análisis de los datos que se observan en el cuadro 10, donde se encontró la significancia de los factores; se obtuvieron valores para $p < 0.05$ en todos los factores, lo cual indica que estos son estadísticamente

significativos sobre la variación de pH en la remoción de mercurio divalente, con un 95% de confianza.

Cuadro 10. ANVA para el pH

| Fuente de variación | SC | GL | CM | Fc | Sig. |
|--------------------------|-------|----|-------|---------|---------|
| A: Concentración de Hg | 0.853 | 2 | 0.427 | 254.400 | 0.001** |
| B: Peso TiO ₂ | 0.161 | 2 | 0.081 | 48.063 | 0.001** |
| C: Tiempo | 0.014 | 2 | 0.007 | 4.070 | 0.023 |
| Error experimental | 0.091 | 54 | 0.002 | | |
| Total | 1.318 | 80 | | | |

4.2.1.2. Prueba Tukey para pH por efecto principal de la concentración inicial del mercurio

El método empleado actualmente para discriminar entre las medias es el procedimiento de diferencia honestamente significativa (HSD) de Tukey. Con este método hay un riesgo del 5% al decir que uno o más pares son significativamente diferentes, cuando la diferencia real es igual a 0. Esta tabla aplica un procedimiento de comparación múltiple para determinar cuáles medias son significativamente diferentes de otras. La comparación de la influencia de las concentraciones iniciales de mercurio sobre las lecturas finales de pH fue completamente heterogénea, como se muestra en el Cuadro 11.

Cuadro 11. Prueba Tukey para el pH por efecto principal de la concentración inicial del mercurio

| Merito | [] Hg (mg/L) | pH | Grupos Homogéneos |
|--------|---------------|--------|-------------------|
| 1 | 0.20 | 6.5030 | a |
| 2 | 0.02 | 6.4622 | b |
| 3 | 2.00 | 6.2678 | c |

4.2.1.3. Prueba Tukey para pH por efecto principal del peso de TiO₂

El método empleado actualmente para discriminar entre las medias es el procedimiento de diferencia honestamente significativa (HSD) de Tukey. Con este método hay un riesgo del 5% al decir que uno o más pares son significativamente diferentes, cuando la diferencia real es igual a 0. La comparación de la influencia de los pesos de TiO₂ sobre las lecturas finales de pH fue completamente heterogénea, como se muestra en el Cuadro 12.

Cuadro 12. Prueba Tukey para el pH por efecto principal del peso de TiO₂

| Merito | TiO ₂ (g) | pH | Grupos Homogéneos |
|--------|----------------------|--------|-------------------|
| 1 | 100 | 6.4656 | a |
| 2 | 50 | 6.4111 | b |
| 3 | 25 | 6.3563 | c |

4.2.1.4. Prueba Tukey para pH por efecto principal del tiempo

Se determinó mediante la prueba HSD de Tukey que la comparación de la influencia del tiempo sobre las lecturas finales de pH fue completamente heterogénea solamente para el tiempo de 180 minutos como se muestra en el cuadro 13.

Cuadro 13. Prueba Tukey para el pH por efecto principal del tiempo

| Merito | Tiempo (minutos) | pH | Grupos Homogéneos |
|--------|------------------|--------|-------------------|
| 1 | 0 | 6.4289 | a |
| 2 | 90 | 6.4016 | b |
| 3 | 180 | 6.3995 | b |

4.2.2. Evaluación del comportamiento de la temperatura del agua

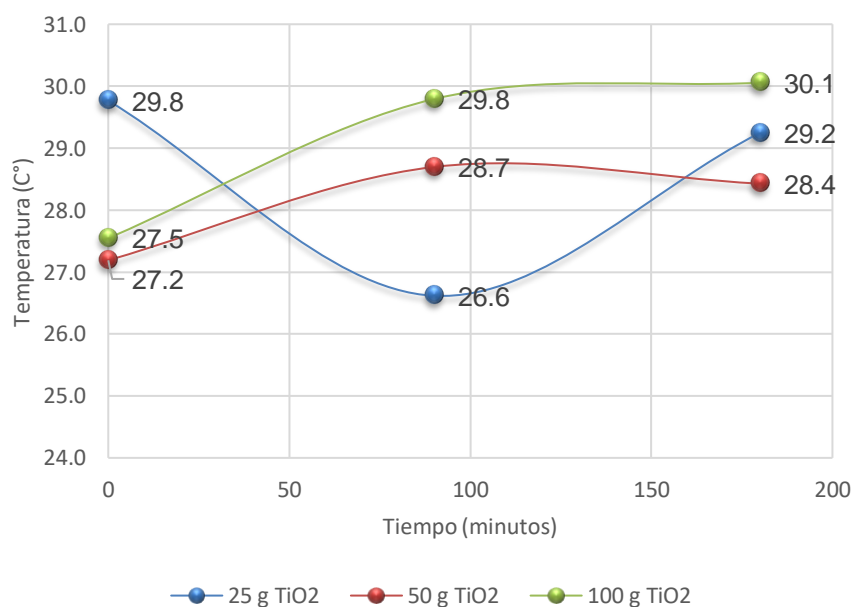


Figura 11. Niveles de temperatura del agua en el tiempo a una concentración inicial de 0.02 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio

En la figura 11 se observa los valores de temperatura del agua de los tratamientos en los cuales se utilizó una concentración inicial de 0.02 mg/l de mercurio y sus comportamientos en con los diferentes pesos de dióxido de titanio; en todas las combinaciones podemos observar la fluctuación entre los 26.6 y 30.1; debiéndose esto que los valores de este parámetro no se ve influenciado por los pesos de dióxido de titanio sino por la temperatura del ambiente e incidencia solar durante la ejecución del tratamiento.

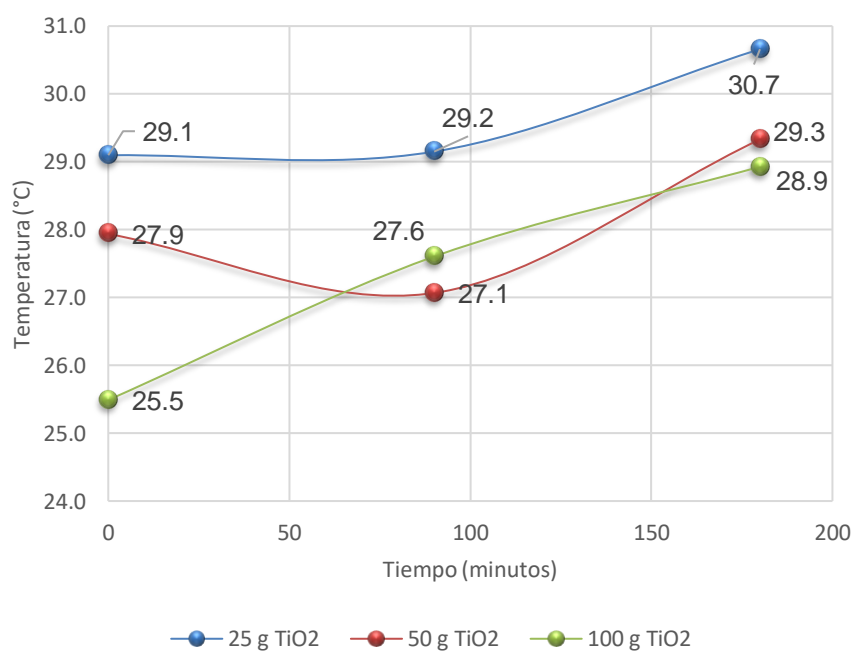


Figura 12. Niveles de temperatura del agua en el tiempo a una concentración inicial de 0.2 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio

En la figura 12 se observa los valores de temperatura del agua de los tratamientos en los cuales se utilizó una concentración inicial de 0.2 mg/l de mercurio y sus comportamientos en con los diferentes pesos de dióxido de titanio; en todas las combinaciones podemos observar la fluctuación entre los

25.5 y 30.7; debiéndose esto que los valores de este parámetro no se ve influenciado por los pesos de dióxido de titanio sino por la temperatura del ambiente e incidencia solar durante la ejecución del tratamiento.

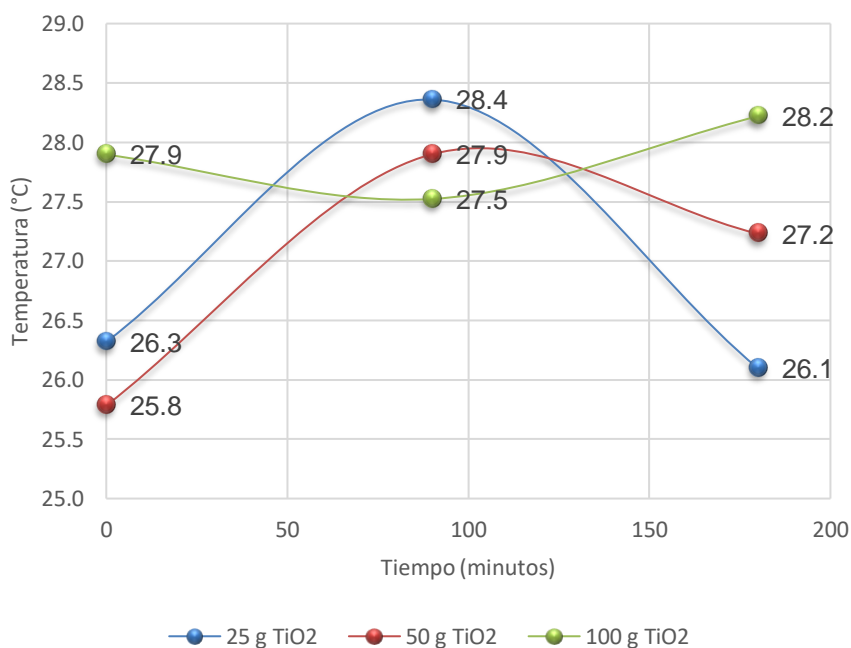


Figura 13. Niveles de temperatura del agua en el tiempo a una concentración inicial de 2 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio

En la figura 13 se observa los valores de temperatura del agua de los tratamientos en los cuales se utilizó una concentración inicial de 2 mg/l de mercurio y sus comportamientos en con los diferentes pesos de dióxido de titanio; en todas las combinaciones podemos observar la fluctuación entre los 25.8 y 28.4; debiéndose esto que los valores de este parámetro no se ve influenciado por los pesos de dióxido de titanio sino por la temperatura del ambiente e incidencia solar durante la ejecución del tratamiento .

4.2.2.1. ANVA para la temperatura del agua

Se realizó el análisis de los datos que se observan en el cuadro 14, donde se encontró la significancia de sus factores; se obtuvieron valores para p mayores a 0.05 en todos los factores, lo cual indica que estos no son estadísticamente significativos sobre los niveles de temperatura del agua.

Cuadro 14. ANVA para temperatura del agua

| Fuente de variación | SC | GL | CM | Fc | Sig. |
|--------------------------|---------|----|--------|-------|-------|
| A: Concentración Hg | 27.463 | 2 | 13.732 | 2.080 | 0.135 |
| B: Peso TiO ₂ | 5.602 | 2 | 2.801 | 0.424 | 0.656 |
| c: Tiempo | 20.785 | 2 | 10.392 | 1.574 | 0.217 |
| Error experimental | 356.583 | 54 | 6.603 | | |
| Total | 498.676 | 80 | | | |

4.2.3. Evaluación del comportamiento de la conductividad eléctrica

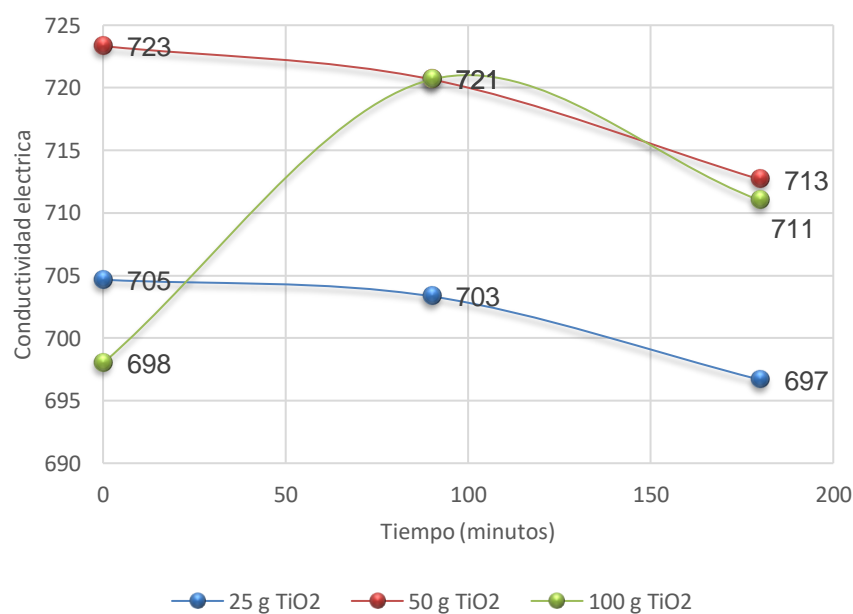


Figura 14. Niveles de conductividad eléctrica en el tiempo a una concentración inicial de 0.02 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio

En la figura 14 se observa los valores de conductividad eléctrica del agua de los tratamientos en los cuales se utilizó una concentración inicial de 0.02 mg/l de mercurio y sus comportamientos en con los diferentes pesos de dióxido de titanio; observándose que en los pesos de 50 y 25 gramos de TiO_2 los niveles se reducen a 713 μSm y 697 μSm respectivamente, por otro lado en el tratamiento en el cual se trabajó con 100 gramos de TiO_2 se observa en primera instancia un aumento a 721 μSm y finalmente se reduce a 711 μSm .

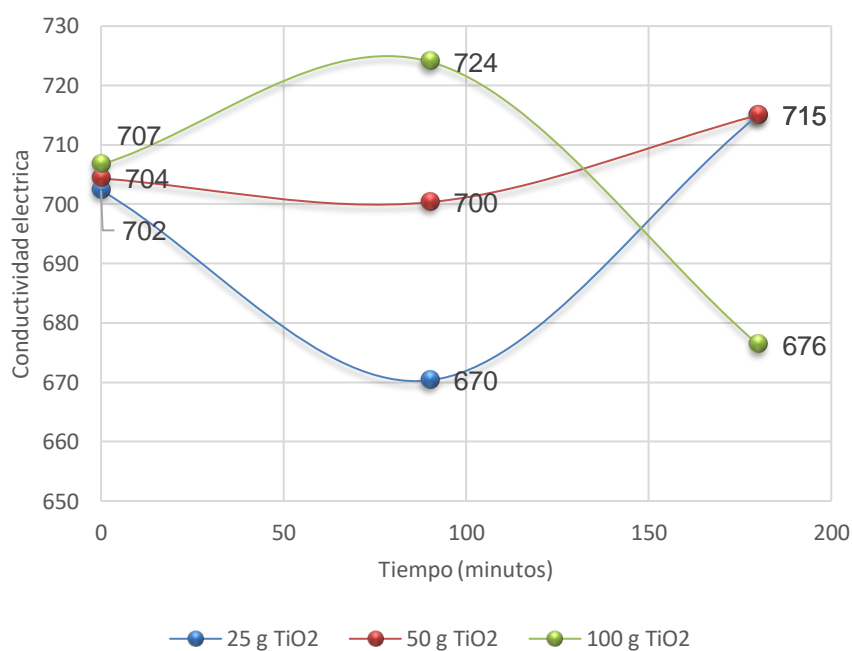


Figura 15. Niveles de conductividad eléctrica en el tiempo a una concentración inicial de 0.2 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio

En la figura 15 se observa los valores de conductividad eléctrica del agua de los tratamientos en los cuales se utilizó una concentración inicial de 0.2 mg/l de mercurio y sus comportamientos en con los diferentes pesos de dióxido de titanio; observándose que en los pesos de 50 y 25 gramos de TiO_2 los niveles

se reducen un poco para finalmente aumentar a 715 μSm en ambos tratamientos por otro lado el tratamiento en la cual se trabajó con 100 gramo de TiO_2 inicialmente existe un ligero aumento a 724 μSm para finalmente descender a 676 μSm .

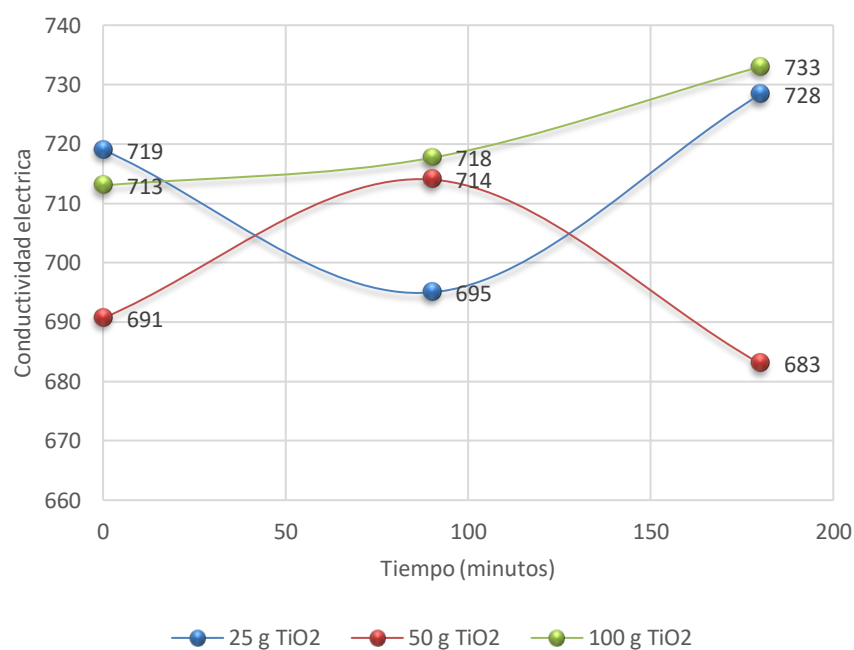


Figura 16. Niveles de conductividad eléctrica en el tiempo a una concentración inicial de 2 mg/l en los diferentes pesos de dióxido de titanio

En la figura 16 se observa los valores de conductividad eléctrica del agua de los tratamientos en los cuales se utilizó una concentración inicial de 2 mg/l de mercurio y sus comportamientos en con los diferentes pesos de dióxido de titanio; observándose que en los pesos de 50 de TiO_2 los niveles de conductividad eléctrica se reduce a 683 μSm por otro lado el tratamiento en la cual se trabajó con 25 y 100 gramos de TiO_2 se observó un leve aumento final en los valores de conductividad eléctrica con 728 μSm y 733 μSm respectivamente.

4.2.3.1. ANVA para la conductividad eléctrica

Se realizó el análisis de los datos que se observan en el cuadro 15, donde se encontró la significancia de sus factores; se obtuvieron valores para p mayores a 0.05 en todos los factores, lo cual indica que estos no son estadísticamente significativos sobre la fluctuación en los niveles de conductividad eléctrica del agua, con un 95% de nivel de confianza.

Cuadro 15. ANVA para conductividad eléctrica del agua

| Fuente de variación | SC | GL | CM | Fc | Sig. |
|--------------------------|-----------|----|----------|-------|-------|
| A: Concentración Hg | 1353.185 | 2 | 676.593 | 0.516 | 0.600 |
| B: Peso TiO ₂ | 721.407 | 2 | 360.704 | 0.275 | 0.761 |
| c: tiempo | 13.556 | 2 | 6.778 | 0.005 | 0.995 |
| Error experimental | 70866.667 | 54 | 1312.346 | | |
| Total | 89248.889 | 80 | | | |

4.3. Comparar las tasas de remoción final de mercurio divalente en los diferentes tratamientos

El proceso de fotocatalisis presento diferentes niveles de remoción de mercurio divalente con la interacción de los diferentes pesos de dióxido de titanio reporto que existe una mayor eficiencia en los tratamientos que se utilizó 50 gramos de dióxido de titanio.

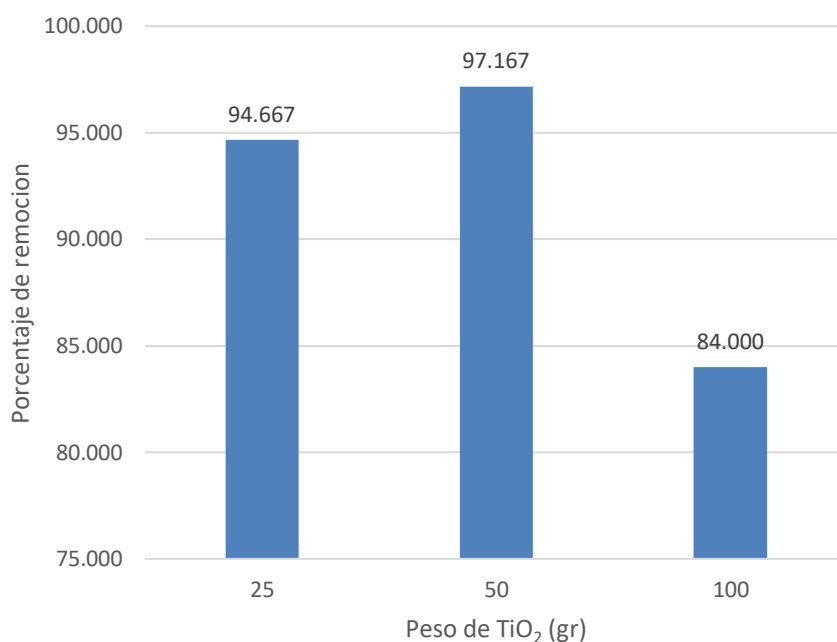


Figura 17. Tasa de remoción a diferentes pesos del dióxido de titanio con concentración inicial de 0.02 mg/l de mercurio

En la figura 17 se observa los niveles de remoción de mercurio divalente del agua de los tratamientos en los cuales se utilizó una concentración inicial de 0.02 mg/l de mercurio donde la mayor eficiencia se observó en la interacción con 50 gramos de TiO₂ con un 97.16% de remoción, seguido por la interacción de 25 gramos de TiO₂ con un 94.67 % de remoción finalmente la interacción de 100 gramos de TiO₂ con un 84 % de remoción de mercurio divalente.

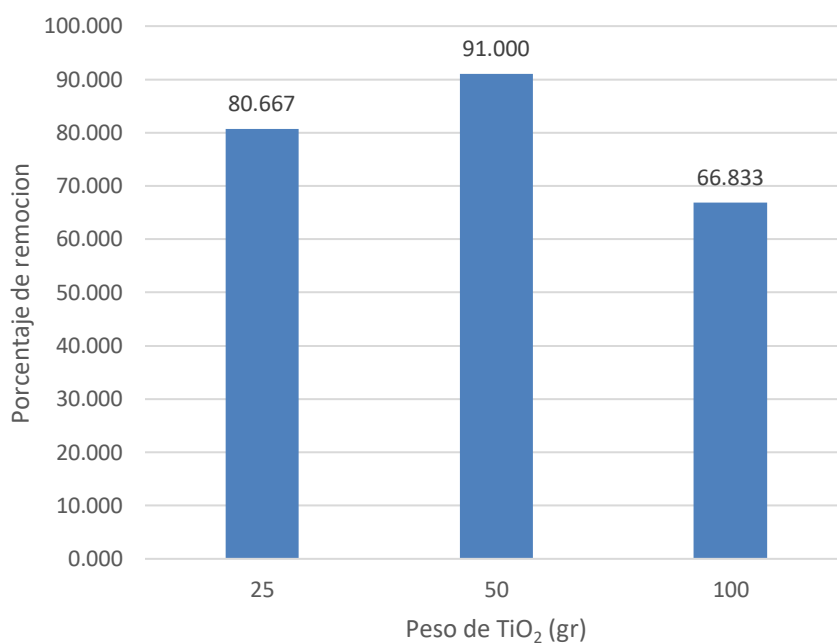


Figura 18. Tasa de remoción a diferentes pesos del dióxido de titanio con concentración inicial de 0.2 mg/l de mercurio

En la figura 18 se observa los niveles de remoción de mercurio divalente del agua de los tratamientos en los cuales se utilizó una concentración inicial de 0.2 mg/l de mercurio donde la mayor eficiencia se observó en la interacción con 50 gramos de TiO₂ con un 91% de remoción, seguido por la interacción de 25 gramos de TiO₂ con un 80.67 % de remoción finalmente la interacción de 100 gramos de TiO₂ con un 66.83 % de remoción de mercurio divalente.

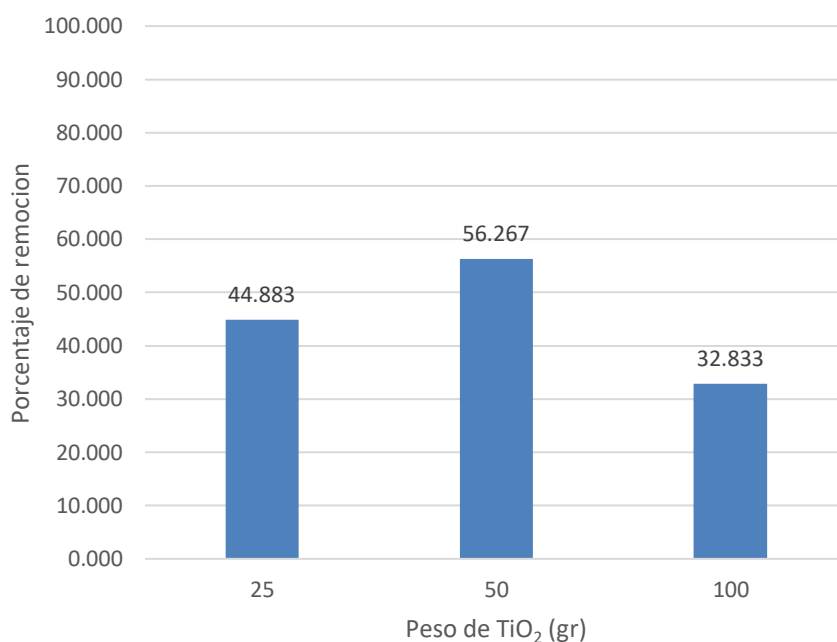


Figura 19. Tasa de remoción a diferentes pesos del dióxido de titanio con concentración inicial de 2 mg/l de mercurio

En la figura 19 se observa los niveles de remoción de mercurio divalente del agua de los tratamientos en los cuales se utilizó una concentración inicial de 2 mg/l de mercurio donde la mayor eficiencia se observó en la interacción con 50 gramos de TiO₂ con un 56.27% de remoción, seguido por la interacción de 25 gramos de TiO₂ con un 44.88 % de remoción finalmente la interacción de 100 gramos de TiO₂ con un 32.83 % de remoción de mercurio divalente.

4.3.1. ANVA para la remoción de mercurio divalente

El ANVA, del Cuadro 16, los valores-P que prueban la significancia estadística tanto de la concentración de mercurio inicial como la del peso de TiO₂ sobre la remoción de mercurio divalente (%), muestra valores-P menores que

0.05, para ambos factores y su interacción por tanto tienen un efecto estadísticamente significativo sobre la remoción de mercurio divalente, con un 95.0% de nivel de confianza.

Cuadro 16. ANVA para la remoción de Hg por efecto de la concentración Hg y peso TiO₂

| Fuente de variación | SC | GL | CM | Fc | Sig. |
|--------------------------|-----------|----|----------|----------|---------|
| A: Concentración Hg | 10812.978 | 2 | 5406.489 | 1294.508 | <0.001* |
| B: Peso TiO ₂ | 1871.646 | 2 | 935.823 | 224.070 | <0.001* |
| A x B | 127.814 | 4 | 31.953 | 7.651 | <0.001* |
| Error experimental | 75.177 | 18 | 4.176 | | |
| Total | 12887.614 | 26 | | | |

4.3.2. Prueba Tukey para remoción de mercurio divalente por efecto principal de la concentración inicial del mercurio

El método empleado actualmente para discriminar entre las medias es el procedimiento de diferencia honestamente significativa (HSD) de Tukey. Con este método hay un riesgo del 5% al decir que uno o más pares son significativamente diferentes, cuando la diferencia real es igual a 0. La comparación de la influencia en la concentración inicial de mercurio sobre la remoción de mercurio divalente fue completamente heterogénea, como se muestra en el Cuadro 17.

Cuadro 17. Prueba Tukey para la remoción de Hg por efecto de la concentración

| Hg | | | |
|--------|---------------|-----------------------------|-------------------|
| Merito | [] Hg (mg/L) | Media de remoción de Hg (%) | Grupos Homogéneos |
| 1 | 0.02 | 91.9444 | a |
| 2 | 0.20 | 79.5000 | b |
| 3 | 2.00 | 44.6611 | c |

4.3.3. Prueba Tukey para remoción de mercurio divalente por efecto principal del peso de TiO₂

El método empleado actualmente para discriminar entre las medias es el procedimiento de diferencia honestamente significativa (HSD) de Tukey. Con este método hay un riesgo del 5% al decir que uno o más pares son significativamente diferentes, cuando la diferencia real es igual a 0. La comparación de la influencia de los pesos de TiO₂ sobre la remoción de mercurio divalente fue completamente heterogénea, como se muestra en el Cuadro 18.

Cuadro 18. Prueba Tukey para la remoción de Hg por efecto del peso de TiO₂

| Merito | Peso de TiO ₂ (g) | Media de remoción de Hg (%) | Grupos Homogéneos |
|--------|---------------------------------|-----------------------------|-------------------|
| 1 | 50 | 81.4778 | a |
| 2 | 25 | 73.4056 | b |
| 3 | 100 | 61.2222 | c |

4.3.4. ANVA para remoción de mercurio divalente por efecto simple A en B

El cuadro 19 Se realizó un análisis de varianza para observar el efecto simple de los pesos de TiO_2 en cada concentración de mercurio inicial en la remoción de mercurio divalente, se encontró diferencias estadísticas significativas, el cual indica que en todas las interacciones de cada factor fue diferente el efecto simple respecto a la remoción de mercurio divalente.

Cuadro 19. ANVA para remoción de mercurio divalente por efecto simple A en B

| Fuente de variación | SC | GL | CM | Fc | Sig. |
|------------------------|---------|----|---------|---------|--------|
| TiO_2 en [] Hg 0.02 | 293.389 | 2 | 146.694 | 55.589 | <0.001 |
| Error experimental | 15.833 | 6 | 2.639 | | |
| TiO_2 en [] Hg 0.2 | 882.167 | 2 | 441.083 | 67.284 | <0.001 |
| Error experimental | 39.333 | 6 | 6.556 | | |
| TiO_2 en [] Hg 2 | 823.904 | 2 | 411.952 | 123.524 | <0.001 |
| Error experimental | 20.010 | 6 | 3.335 | | |
| Total | 75.177 | 18 | | | |

4.3.5. Prueba Tukey para la remoción de mercurio divalente por efecto simple de A x B

El cuadro 20 nos muestra que la mayor eficiencia de remoción de mercurio divalente se observó en la combinación de emplear 50 gramos de TiO_2 con las distintas concentraciones de mercurio (0.02 mg/l, 0.2 mg/l y 2 mg/l), el cual reportó una media de remoción de 97.17 %, 91% y 56.27% respectivamente.

Cuadro 20. Prueba Tukey para la remoción de mercurio divalente por efecto simple de A x B

| Interacción | Peso de TiO ₂ (g) | Remoción de Hg (%) | Grupos Homogéneos |
|-----------------------------|---------------------------------|--------------------|-------------------|
| | 50 | 97.1667 | a |
| TiO ₂ en Hg 0.02 | 25 | 94.6667 | a |
| | 100 | 84.0000 | b |
| | 50 | 91.0000 | a |
| TiO ₂ en Hg 0.2 | 25 | 80.6667 | b |
| | 100 | 66.8333 | c |
| | 50 | 56.2667 | a |
| TiO ₂ en Hg 2 | 25 | 44.8833 | b |
| | 100 | 32.8333 | c |

V. DISCUSIÓN

CARBAJO (2013) menciona que los procesos fotocatalíticos que empleen radiación solar y TiO_2 como fotocatalizador, la intensidad de radiación solar ultravioleta influye en forma prácticamente lineal en el proceso de degradación. Ambos, luz y catalizador, son necesarios para alcanzar o acelerar una reacción química. La presente investigación al emplear radiación solar la evolución de la remoción del contaminante está gobernado por la variación de la intensidad de radiación UV, la cual no es constante a lo largo del tiempo experimental. En las figuras 5, 6 y 7 podemos apreciar el comportamiento de la remoción del mercurio divalente de los tratamientos en función al tiempo de operación de los cuales en los tratamientos que se trabajó con 50 g. de TiO_2 la remoción se da de manera más rápida a diferencia de aquellos en los que se trabajó con 100 g. de TiO_2 que presenta una remoción del contaminante más lenta, esto debido a la turbidez, puesto que al estarse realizando a escala laboratorio y solo a un total de 4 litros 100 g. del fotocatalizador reduce el espacio por donde debe entrar la radiación solar haciendo así menos efectivo el proceso de fotocatalisis. CARBAJO (2013), también menciona que la fotocatalisis no es sensible a pequeñas variaciones de la temperatura, por lo que las etapas de proceso que son más fuertemente dependientes de este parámetro. En cuanto a la temperatura se puede decir que su influencia en la fotocatalisis es poco

significativa. Es así que al observar las figuras 11, 12 y 13 la cual nos muestra el comportamiento de la temperatura del agua durante el proceso de fotocátalisis valores de temperatura del agua que de acuerdo los análisis de varianza y a las pruebas Tukey, la concentración inicial del contaminante, peso del TiO_2 y el tiempo no son ejercen influencia en los niveles de la temperatura del agua, por el contrario la variable de temperatura del agua depende directamente de parámetros ambientales. Por otro lado las figuras 14, 15 y 16 nos muestran los valores obtenidos de la conductividad eléctrica siendo todos estos muy fluctuantes, los cuales al contrastarlo con cuadro 15 se encontraron valores p mayores a 0.05 para todos los factores lo cual indica no existir significancia, COLINA (2012) comenta que la conductividad eléctrica guarda una relación directamente proporcional con la temperatura, lo cual explica los valores obtenidos pues al estarse trabajando con radiación solar, factores como temperatura y radiación no son variables controlables afectando así los resultados en los tratamientos.

ALVAREZ (2011) menciona que se calculó que tan solo hasta el 2009 las operaciones mineras en Madre de Dios han deforestado unas 18 000 hectáreas de bosque, han contaminado con mercurio y otros metales pesados fuentes de agua, ríos, quebradas, cochas y pantanos de palmeras, poniendo en riesgo la salud de la fauna y la flora, y de la población humana. Es una realidad que muy pocas empresas cumplen con la legislación vigente sobre EIA o declaraciones ambientales, responsabilidad social y otras. En la presente investigación se tomó como punto de partida 3 diferentes concentraciones de mercurio inicial (0.02 mg/l, 0.2 mg/l y 2 mg/l) para remover dicho contaminante

el cual haciendo uso del proceso de fotocátalisis heterogénea y por un lapso de tiempo de 180 minutos se logró remover el contaminante sin embargo el cuadro 22 nos muestra que solo la interacción de la concentración inicial del contaminante a 0.02 mg/l Hg y los pesos de 25 y 50 gramos de TiO_2 con valores promedio de 0.001 mg/l y 0.0005 mg/l respectivamente se logró cumplir con lo propuesto por el Decreto Supremo 010-2010 Límites Máximos Permisibles para la descarga de efluentes Líquidos de Actividades Minero – Metalúrgicas MINAM (2010), el cual plantea que el valor límite es de 0.002 mg/l. De igual MINAM (2008), con los Estándares de Calidad del Agua el cual propone 0.001 mg/l Hg para diversos usos.

La presente investigación trabajo con agua destilada la cual previa contaminación artificial tenía un pH de 5,9. En las figuras 8, 9 y 10 observamos que el comportamiento del pH con referente a la fotocátalisis tiende a descender ligeramente, pero en los tratamientos que se usó 100 g. de TiO_2 el pH es mayor en comparación los tratamientos de 25 g. y 50 g. de TiO_2 .

ACOSTA (2009) asegura que se ha probado que el pH tiene un efecto determinante en el proceso global y además su efecto es variable y controvertido. Normalmente, el proceso de fotocátalisis es más eficiente en medio ácido ($3 \leq \text{pH} \leq 5$). No obstante, las velocidades de reacción aumentan con altos valores de pH, puesto que en medio básico el número de radicales hidroxilos se pueda aumentar en la superficie de las partículas de TiO_2 por la captura de los iones hidroxilos por parte de los huecos disponibles fotoinducidos para producir radicales hidroxilos. Lo cual implica que a mayor cantidad de partículas de TiO_2 exista mayores serán los niveles de pH pudiéndose ver

afectada la tasa de remoción tal como se observa en los resultados de los tratamientos que se interactuó con 100 g. TiO_2 es la cantidad que obtuvo mayores valores niveles de pH y a su vez obtuvo una tasa de remoción baja en comparación a los demás tratamientos.

COLINA (2012) menciona que altas concentraciones del catalizador generan efectos de apantallamiento en los que se reduce el área superficial expuesta a la radiación incidente y así mismo la fotocatalisis. Las figuras 17, 18 y 19 nos muestran la tasa de remoción final del mercurio divalente, el tratamiento de 25 g. de TiO_2 para todas las concentraciones iniciales de mercurio con valores de remoción al 94.66% 80.67% y 44.88% respectivamente, para los tratamientos que interactuaron con 50 g. del TiO_2 para todas las concentraciones iniciales de mercurio con valores de remoción al 97.17% 91% y 56.27% respectivamente, mientras que el tratamiento de 100 g. de TiO_2 para todas las concentraciones iniciales de mercurio con valores de remoción al 84% 66.83% y 32.83% respectivamente; concluyendo así que el peso de fotocatalizador TiO_2 si influye en la remoción del contaminante no obstante al observarse mayor remoción en los tratamientos de 50 g. se sugiere que los tratamientos que se trabajó con 100 g. de TiO_2 existió apantallamiento reduciendo los niveles de remoción esperados.

Por otro lado CORDOVA (2013) asegura que la fotocatalisis es más eficiente a menor sea la concentración del contaminante concordando así con nuestros resultados debido que en cuanto a porcentaje de remoción desde el punto de vista de concentración inicial del mercurio se obtuvo niveles más bajos con el tratamientos que se interactuó con 2 mg/l de Hg como concentración inicial. De acuerdo los análisis de varianza y a las pruebas Tukey, la

concentración inicial del contaminante, peso de TiO_2 y tiempo ejercen fuerte influencia en la remoción de mercurio divalente.

VI. CONCLUSIÓN

1. Existe influencia del peso del TiO_2 en la remoción de mercurio divalente, explicándose que el apantallamiento del catalizador reduce la tasa de remoción.
2. La tasa de remoción en el tiempo de operación es dependiente de la variación de la intensidad de radiación UV la cual no es constante a lo largo de 180 minutos y también por la cantidad de TiO_2 .
3. La tasa de remoción se ve influenciada por la cantidad de TiO_2 , afectando así a los parámetros de pH y conductividad eléctrica que guardan una relación inversamente proporcional mientras que la temperatura una relación directa.
4. Los tratamientos con mayor tasa de remoción fueron aquellos en los que se trabajó con 50 g. de TiO_2 .

VII. RECOMENDACIONES

1. Realizar tratamientos con otro tipo de fotocatalizadores y otro tipo de metales pesados extendiendo más el tiempo experimental para ver los resultados sobre los mismos.
2. Realizar análisis haciendo uso de lámparas UV, mediante las cuales se pueda tener control sobre esta variable y así mejorar la investigación.
3. Realizar las mediciones de mercurio haciendo uso de espectrofotómetro de absorción atómica puesto brinda valores más exactos.
4. Promover la investigación de fotocátalisis puesto que es un proceso efectivo y de bajo costo.
5. En caso fuese consumo humano requerirían un tratamiento posterior como membranas inteligentes.

VIII. ABSTRACT

The objective of the present investigation is the removal of divalent mercury in aqueous medium by means of photocatalysis in a reactor of inclined flat plates in a laboratory scale with the different touches of initial mercury 0.02 mg / l, 0.2 mg / l and 2 mg / l, with two different weights of the photocatalyst titanium dioxide; These variables are adjusted factorially, generating 9 treatments, for each treatment there were 3 repetitions. These treatments are implemented in a reactor with flat plates inclined at laboratory scale.

The application of the photocatalysis method to the waters under study allowed us to determine that the removal rate of divalent mercury was 50 grams of titanium dioxide, followed by 25 grams of titanium dioxide and finally that of 100 grams of dioxide of titanium.

Keywords: *Heterogeneous photocatalysis, Removal, Titanium dioxide, Divalent mercury,*

IX. REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA

- ACEVEDO, A. 2015. Estudio de la fotocatalisis heterogénea solar para tratar un efluente contaminado con productos farmacéuticos: ibuprofeno, diclofenaco y sulfametoxazol. Escuela Politécnica Nacional. Facultad de Ingeniería Química y Agroindustria. Ecuador. 131 p.
- ACOSTA, L. 2009. Proceso fotofenton de oxidación química para el tratamiento de aguas industriales. Universidad Carlos III de Madrid. Departamento de Ciencia e Ingeniería. España. 157 p.
- AKABZAA, T., ARMAH, T., y BANEONG-YAKUBO, B. 2007. Prediction of acid mine drainage generation potential in selected mines in the Ashanti Metallogenic Belt using static geochemical methods. Journal Environmental Geology. Germany. 957-964 p.
- ALVAREZ, J. 2011. Minería aurífera en Madre de Dios y contaminación con mercurio. Editorial Super Grafica E.I.R.L. Perú. 54 p.

- BADII, M., CASTILLO; J., RODRÍGUEZ, M., WONG, A. y VILLALPANDO, P. 2007. Diseños experimentales e investigación científica. Editorial UANL. México. 48 p.
- BAQUERO, U., FERNANDEZ, R., VERDEJO, C., LORCA F. 2008. Tratamiento de aguas ácidas, prevención y reducción de la contaminación. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas. Universidad Politécnica de Madrid. España. 4 p.
- BRAUNSHWEILER, H y MALIN, I. 1995. The watershed flux of mercury examined with indicators in the Tucuruí reservoir in Pará, Brazil. The science of the total environment, 97-107p.
- BUXADE C.1997. Zootecnia – Bases de producción animal. Madrid. España. 377 p.
- CABELLO, S. 2000. Degradación fotocatalítica de fenol mediante TiO_2 modificado con metales de transición y sulfato. Universidad de Málaga. España. 328 p.
- CARBAJO, J. 2013. Aplicación de la fotocatalisis solar a la degradación de contaminantes orgánicos en fase acuosa con catalizadores nanoestructurados de TiO_2 . Universidad Autónoma de Madrid. España. 277 p.

CENSOPAS – CENTRO NACIONAL DE SALUD OCUPACIONAL Y PROTECCIÓN DEL AMBIENTE PARA LA SALUD. 2010. Niveles de exposición a mercurio en población de Huepetuhe – Madre de Dios y factores de riesgo de exposición. Informe Técnico. MINSA – Instituto Nacional de Salud, 83 p.

CHONG, M., JIN, B., CHOW, C. y SAINT, C. 2010. Recent developments in photocatalytic water treatment technology. United States. 3027 p.

COLINA, J. 2012. Evaluación del modelo y simulación de un reactor fotocatalítico solar de placa plana aplicado a la descontaminación de efluentes agroindustriales. Universidad de Cartagena. 75 p.

CORDOVA, L. 2013. Desinfección y remoción de arsénico del agua por fotocatalisis heterogénea. Centro de investigación en materiales avanzados. CIMAV. 162 p.

CORCY, G. 1987. Mercurio. Centro Panamericano de ecología Humana y Salud. OPS/OMS. Metepec-México. 88p.

DOMÈNECH, X., JARDIM W., LITTER M. 2001. Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes en eliminación de contaminantes por fotocatalisis heterogénea. Editorial Miguel Blesa. 22 p.

- KLAVARIOTI, M., MANTZAVINOS, D. y KASSINOS, D. 2008. Removal of residual pharmaceuticals from aqueous systems by advanced oxidation processes. United States. 417 p.
- LEGUIZAMON, J. 2010. Fotosensibilización de TiO₂ con un colorante comercial para fotodegradación de contaminantes orgánicos en agua. Universidad de América. Colombia. 6 p.
- LEON, I. 2016. Evaluación de la *medicago sativa* l (alfalfa), *Cecropia peltata* l (guarumo) y *Arachis pintoi w.c* (maní forrajero) como potenciales especies fitorremediadoras para remediación de suelos contaminados por minería aurífera en las riveras del río nambija, Barrio Puente Azul, Cantón Zamora. Ecuador. 150 p.
- LÓPEZ, J., PAMO, T., ADUVIRE, O. y BARETTINO, D. 2012. Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: estado actual y perspectivas de futuro. Boletín Geológico y Minero. Lima, Perú. 21 p.
- LOTTERMOSER, B., 2010. Mine Wastes: Characterization, treatment and environmental impacts. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 3th ed. 54 p.
- MEDINA, J. 2007. Minería ilegal en el Perú. Instituto de Ingenieros de Minas del Perú-Arequipa. Perú. 108 p.

- MINISTERIO NACIONAL DEL AMBIENTE. 2008. Decreto Supremo 002-2018 - Estandares Nacionales de la Calidad del Agua. 7 p. [En línea]: MINAM, (<http://www.minam.gob.pe/calidadambiental/wpcontent/uploads/sites/22/2015/01/DS-N%C2%BA-023-2009-MINAM-Disposiciones-ECA-Agua.pdf>, 17 agosto del 2018).
- SAVINOV, V., GABRIELSEN, W., & SAVINOVA, T. 2003. Cadmium, zinc, copper, arsenic, selenium and mercury in seabirds from the Barents Sea: levels, inter-specific and geographical differences. Science of the Total Environment. Múrmansk, Rusia. 133-158 p.
- SOLIS, Y. 2013. Remoción del compuesto emergente carbamazepina mediante fotocatalisis heterogénea con TiO₂. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 110 p.
- WEINBERG, J. 2007. Introducción a la contaminación por mercurio para las ONG. 284 p.

ANEXOS

Apéndice 1. Cálculos de

Anexo A. Cálculo de peso de contaminante

Primero se despeja con el peso molar: Hg = 201,1 y peso molar de HgCl₂ = 272,6 mg/mol.

$$1 \text{ mg de HgCl}_2 \times \frac{201.1 \frac{\text{mg}}{\text{mol}} [\text{Hg}]}{276.6 \frac{\text{mg}}{\text{mol}} [\text{HgCl}_2]} = x \text{ mg de Hg}$$

$$0.73 \text{ mg} = x \text{ mg de Hg}$$

Esto indica que en 1 mg HgCl₂ contiene 0,73 mg Hg; por tanto

Para 0,02 mg/l se calculó:

$$\frac{0.08 \text{ mg Hg}}{0.738 \text{ mg Hg}} = x \text{ mg de HgCl}_2$$

$$0.108 \text{ mg} = x \text{ mg de HgCl}_2$$

Para la concentración de 0,02 mg Hg se necesitara añadir 0.108 mg HgCl₂ a 4 litros de agua.

Para 0.2 mg/l se calculó:

$$\frac{0.08 \text{ mg Hg}}{0.738 \text{ mg Hg}} = x \text{ mg de HgCL}_2$$

$$1.8 \text{ mg} = x \text{ mg de HgCL}_2$$

Para la concentración de 0.2 mg Hg se necesitara añadir 1,08 mg HgCl₂ a 4 litros de agua.

Para 2 mg/l se calculó:

$$\frac{0.08 \text{ mg Hg}}{0.738 \text{ mg Hg}} = x \text{ mg de HgCL}_2$$

$$10.84 \text{ mg} = x \text{ g de HgCL}_2$$

Para la concentración de 2 mg Hg se necesitara añadir 10.48 mg HgCl₂ a 4 litros de agua.

Apéndice 2. Calculo para curva de calibración

Luego del barrido del espectrofotómetro, se determinó que la longitud de onda óptima es de 490 nm.

| | |
|------------------|--------|
| Longitud de onda | 490 nm |
|------------------|--------|

Cuadro 21. Absorbancia de la muestras patrón.

| Curva de Calibración | | |
|----------------------|---------------|-------------|
| Muestra | Concentración | Absorbancia |
| 1 | 20 | 0.496 |
| 2 | 10 | 0.344 |
| 3 | 1 | 0.240 |
| 4 | 0.5 | 0.224 |

Graficando las la relación de la muestras patrón con la absorbancia, se obtuvo la ecuación de la curva que nos permite determinar la concentración del mercurio.

$$y=0.0136x+0.2189 \quad \text{----->} \quad \text{Abs}=0.0136[\text{ppm}]+0.2189$$

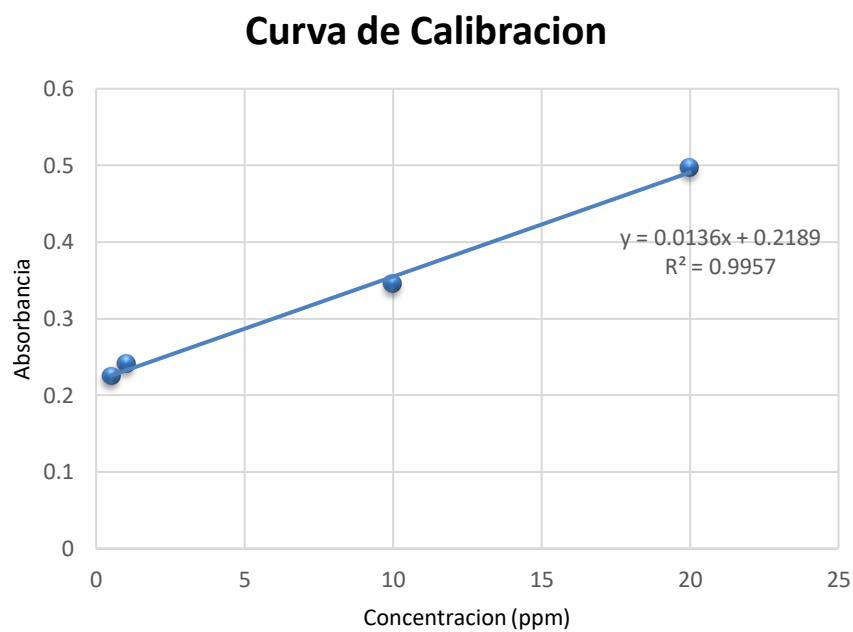


Figura 20. Curva de calibración

Apéndice 2. Remoción de mercurio divalente

Cuadro 22. Niveles de remoción de mercurio para los tratamientos

| Concentración Contaminante | Peso de TiO ₂ | Tratamiento | Tiempo (min) | Luxes | Absorbancia | Concentración de mercurio (mg/L) | % Remoción |
|----------------------------|--------------------------|-------------|--------------|--------|-------------|----------------------------------|------------|
| 0.02 mg/L | 25 g TiO ₂ | R1 | 0 | 1013 | - | 0.02 | 0.00 |
| | | | 30 | 1049 | 0.218998 | 0.0072 | 64.00 |
| | | | 60 | 1015 | 0.218942 | 0.0031 | 84.50 |
| | | | 90 | 986 | 0.218931 | 0.0023 | 88.50 |
| | | | 120 | 919 | 0.218926 | 0.0019 | 90.50 |
| | | | 150 | 965 | 0.218920 | 0.0015 | 92.50 |
| | | | 180 | 963 | 0.218915 | 0.0011 | 94.50 |
| | | R2 | 0 | 1059 | - | 0.02 | 0.00 |
| | | | 30 | 958 | 0.219012 | 0.0082 | 59.00 |
| | | | 60 | 872 | 0.218957 | 0.0042 | 79.00 |
| | | | 90 | 844 | 0.218938 | 0.0028 | 86.00 |
| | | | 120 | 823 | 0.218929 | 0.0021 | 89.50 |
| | | | 150 | 652 | 0.218922 | 0.0016 | 92.00 |
| | | | 180 | 735 | 0.218919 | 0.0014 | 93.00 |
| | | R3 | 0 | 1057 | - | 0.02 | 0.00 |
| | | | 30 | 1094 | 0.219005 | 0.0077 | 61.50 |
| | | | 60 | 1121 | 0.218946 | 0.0034 | 83.00 |
| | | | 90 | 1232 | 0.218934 | 0.0025 | 87.50 |
| 120 | 1031 | | 0.218924 | 0.0018 | 91.00 | | |
| 150 | 932 | | 0.218915 | 0.0011 | 94.50 | | |

| | | | | | | | |
|----------|------------------------|----|-----|------|----------|--------|-------|
| | | | 180 | 1012 | 0.218910 | 0.0007 | 96.50 |
| | | | 0 | 1013 | - | 0.02 | 0.00 |
| | | | 30 | 1049 | 0.218920 | 0.0015 | 92.50 |
| | | | 60 | 1015 | 0.218919 | 0.0014 | 93.00 |
| | | R1 | 90 | 986 | 0.218915 | 0.0011 | 94.50 |
| | | | 120 | 919 | 0.218914 | 0.001 | 95.00 |
| | | | 150 | 965 | 0.218911 | 0.0008 | 96.00 |
| | | | 180 | 963 | 0.218910 | 0.0007 | 96.50 |
| | | | 0 | 1059 | - | 0.02 | 0.00 |
| | | | 30 | 958 | 0.218924 | 0.0018 | 91.00 |
| | | | 60 | 872 | 0.218922 | 0.0016 | 92.00 |
| | 50 g TiO ₂ | R2 | 90 | 844 | 0.218912 | 0.0009 | 95.50 |
| | | | 120 | 823 | 0.218908 | 0.0006 | 97.00 |
| | | | 150 | 652 | 0.218905 | 0.0004 | 98.00 |
| | | | 180 | 735 | 0.218903 | 0.0002 | 99.00 |
| | | | 0 | 1057 | - | 0.02 | 0.00 |
| | | | 30 | 1094 | 0.218930 | 0.0022 | 89.00 |
| | | | 60 | 1121 | 0.218922 | 0.0016 | 92.00 |
| | | R3 | 90 | 1232 | 0.218919 | 0.0014 | 93.00 |
| | | | 120 | 1031 | 0.218915 | 0.0011 | 94.50 |
| | | | 150 | 932 | 0.218912 | 0.0009 | 95.50 |
| | | | 180 | 1012 | 0.218911 | 0.0008 | 96.00 |
| | | | 0 | 1013 | - | 0.02 | 0.00 |
| | | | 30 | 1049 | 0.219058 | 0.0116 | 42.00 |
| | | | 60 | 1015 | 0.219017 | 0.0086 | 57.00 |
| | | R1 | 90 | 986 | 0.218998 | 0.0072 | 64.00 |
| | | | 120 | 919 | 0.218980 | 0.0059 | 70.50 |
| | | | 150 | 965 | 0.218954 | 0.004 | 80.00 |
| | | | 180 | 963 | 0.218944 | 0.0018 | 84.00 |
| | | | 0 | 1059 | - | 0.02 | 0.00 |
| | | | 30 | 958 | 0.219073 | 0.0127 | 36.50 |
| | | | 60 | 872 | 0.219035 | 0.0099 | 50.50 |
| | 100 g TiO ₂ | R2 | 90 | 844 | 0.219003 | 0.0076 | 62.00 |
| | | | 120 | 823 | 0.218986 | 0.0063 | 68.50 |
| | | | 150 | 652 | 0.218969 | 0.0051 | 74.50 |
| | | | 180 | 735 | 0.218948 | 0.0015 | 82.50 |
| | | | 0 | 1057 | - | 0.02 | 0.00 |
| | | | 30 | 1094 | 0.219048 | 0.0109 | 45.50 |
| | | | 60 | 1121 | 0.219013 | 0.0083 | 58.50 |
| | | R3 | 90 | 1232 | 0.219007 | 0.0079 | 60.50 |
| | | | 120 | 1031 | 0.218978 | 0.0057 | 71.50 |
| | | | 150 | 932 | 0.218961 | 0.0045 | 77.50 |
| | | | 180 | 1012 | 0.218939 | 0.0019 | 85.50 |
| 0.2 mg/L | 25 g TiO ₂ | R1 | 0 | 1013 | - | 0.2 | 0.00 |

| | | | | | | |
|------------------------|----|-----|------|----------|-------|-------|
| | | 30 | 1049 | 0.220219 | 0.097 | 51.50 |
| | | 60 | 1015 | 0.219702 | 0.059 | 70.50 |
| | | 90 | 986 | 0.219594 | 0.051 | 74.50 |
| | | 120 | 919 | 0.219526 | 0.046 | 77.00 |
| | | 150 | 965 | 0.219471 | 0.042 | 79.00 |
| | | 180 | 963 | 0.219362 | 0.034 | 83.00 |
| | | 0 | 1059 | - | 0.2 | 0.00 |
| | | 30 | 958 | 0.220478 | 0.116 | 42.00 |
| | | 60 | 872 | 0.220328 | 0.105 | 47.50 |
| | R2 | 90 | 844 | 0.220002 | 0.081 | 59.50 |
| | | 120 | 823 | 0.219974 | 0.079 | 60.50 |
| | | 150 | 652 | 0.219743 | 0.062 | 69.00 |
| | | 180 | 735 | 0.219430 | 0.039 | 80.50 |
| | | 0 | 1057 | - | 0.2 | 0.00 |
| | | 30 | 1094 | 0.220178 | 0.094 | 53.00 |
| | | 60 | 1121 | 0.220070 | 0.086 | 57.00 |
| | R3 | 90 | 1232 | 0.220002 | 0.081 | 59.50 |
| | | 120 | 1031 | 0.219702 | 0.059 | 70.50 |
| | | 150 | 932 | 0.219689 | 0.058 | 71.00 |
| | | 180 | 1012 | 0.219485 | 0.043 | 78.50 |
| | | 0 | 1013 | - | 0.2 | 0.00 |
| | | 30 | 1049 | 0.219757 | 0.063 | 68.50 |
| | | 60 | 1015 | 0.219566 | 0.049 | 75.50 |
| | R1 | 90 | 986 | 0.219335 | 0.032 | 84.00 |
| | | 120 | 919 | 0.219254 | 0.026 | 87.00 |
| | | 150 | 965 | 0.219294 | 0.029 | 85.50 |
| | | 180 | 963 | 0.219158 | 0.019 | 90.50 |
| | | 0 | 1059 | - | 0.2 | 0.00 |
| | | 30 | 958 | 0.219675 | 0.057 | 71.50 |
| | | 60 | 872 | 0.219512 | 0.045 | 77.50 |
| 50 g TiO ₂ | R2 | 90 | 844 | 0.219403 | 0.037 | 81.50 |
| | | 120 | 823 | 0.219226 | 0.024 | 88.00 |
| | | 150 | 652 | 0.219254 | 0.026 | 87.00 |
| | | 180 | 735 | 0.219199 | 0.022 | 89.00 |
| | | 0 | 1057 | - | 0.2 | 0.00 |
| | | 30 | 1094 | 0.219498 | 0.044 | 78.00 |
| | | 60 | 1121 | 0.219403 | 0.037 | 81.50 |
| | R3 | 90 | 1232 | 0.219322 | 0.031 | 84.50 |
| | | 120 | 1031 | 0.219294 | 0.029 | 85.50 |
| | | 150 | 932 | 0.219104 | 0.015 | 92.50 |
| | | 180 | 1012 | 0.219077 | 0.013 | 93.50 |
| | | 0 | 1013 | - | 0.2 | 0.00 |
| 100 g TiO ₂ | R1 | 30 | 1049 | 0.220491 | 0.117 | 41.50 |
| | | 60 | 1015 | 0.220233 | 0.098 | 51.00 |

| | | | | | | | |
|--|--|----|-----|------|----------|-------|-------|
| | | | 90 | 986 | 0.220070 | 0.086 | 57.00 |
| | | | 120 | 919 | 0.220138 | 0.091 | 54.50 |
| | | | 150 | 965 | 0.219934 | 0.076 | 62.00 |
| | | | 180 | 963 | 0.219893 | 0.073 | 63.50 |
| | | | 0 | 1059 | - | 0.2 | 0.00 |
| | | | 30 | 958 | 0.220301 | 0.103 | 48.50 |
| | | | 60 | 872 | 0.220464 | 0.115 | 42.50 |
| | | R2 | 90 | 844 | 0.220070 | 0.086 | 57.00 |
| | | | 120 | 823 | 0.219893 | 0.073 | 63.50 |
| | | | 150 | 652 | 0.219770 | 0.064 | 68.00 |
| | | | 180 | 735 | 0.219730 | 0.061 | 69.50 |
| | | | 0 | 1057 | - | 0.2 | 0.00 |
| | | | 30 | 1094 | 0.220682 | 0.131 | 34.50 |
| | | | 60 | 1121 | 0.220423 | 0.112 | 44.00 |
| | | R3 | 90 | 1232 | 0.220491 | 0.117 | 41.50 |
| | | | 120 | 1031 | 0.220165 | 0.093 | 53.50 |
| | | | 150 | 932 | 0.219947 | 0.077 | 61.50 |
| | | | 180 | 1012 | 0.219784 | 0.065 | 67.50 |
| | | | 0 | 1013 | - | 2 | 0.00 |
| | | | 30 | 1049 | 0.242564 | 1.74 | 13.00 |
| | | | 60 | 1015 | 0.241068 | 1.63 | 18.50 |
| | | R1 | 90 | 986 | 0.237396 | 1.36 | 32.00 |
| | | | 120 | 919 | 0.238348 | 1.43 | 28.50 |
| | | | 150 | 965 | 0.235492 | 1.22 | 39.00 |
| | | | 180 | 963 | 0.234091 | 1.117 | 44.15 |
| | | | 0 | 1059 | - | 2 | 0.00 |
| | | | 30 | 958 | 0.244468 | 1.88 | 6.00 |
| | | | 60 | 872 | 0.239708 | 1.53 | 23.50 |
| | | R2 | 90 | 844 | 0.239844 | 1.54 | 23.00 |
| | | | 120 | 823 | 0.236444 | 1.29 | 35.50 |
| | | | 150 | 652 | 0.233452 | 1.07 | 46.50 |
| | | | 180 | 735 | 0.234268 | 1.13 | 43.50 |
| | | | 0 | 1057 | - | 2 | 0.00 |
| | | | 30 | 1094 | 0.242836 | 1.76 | 12.00 |
| | | | 60 | 1121 | 0.240524 | 1.59 | 20.50 |
| | | R3 | 90 | 1232 | 0.237260 | 1.35 | 32.50 |
| | | | 120 | 1031 | 0.236308 | 1.28 | 36.00 |
| | | | 150 | 932 | 0.234676 | 1.16 | 42.00 |
| | | | 180 | 1012 | 0.233316 | 1.06 | 47.00 |
| | | | 0 | 1013 | - | 2 | 0.00 |
| | | | 30 | 1049 | 0.238756 | 1.46 | 27.00 |
| | | R1 | 60 | 1015 | 0.235356 | 1.21 | 39.50 |
| | | | 90 | 986 | 0.233180 | 1.05 | 47.50 |
| | | | 120 | 919 | 0.232282 | 0.984 | 50.80 |

| | | | | | | |
|------------------------|----|-----|------|----------|-------|-------|
| | | 150 | 965 | 0.230950 | 0.886 | 55.70 |
| | | 180 | 963 | 0.231344 | 0.915 | 54.25 |
| | | 0 | 1059 | - | 2 | 0.00 |
| | | 30 | 958 | 0.240252 | 1.57 | 21.50 |
| | | 60 | 872 | 0.236852 | 1.32 | 34.00 |
| | R2 | 90 | 844 | 0.238076 | 1.41 | 29.50 |
| | | 120 | 823 | 0.235900 | 1.25 | 37.50 |
| | | 150 | 652 | 0.231507 | 0.927 | 53.65 |
| | | 180 | 735 | 0.230814 | 0.876 | 56.20 |
| | | 0 | 1057 | - | 2 | 0.00 |
| | | 30 | 1094 | 0.239028 | 1.48 | 26.00 |
| | | 60 | 1121 | 0.234676 | 1.16 | 42.00 |
| | R3 | 90 | 1232 | 0.231521 | 0.928 | 53.60 |
| | | 120 | 1031 | 0.231222 | 0.906 | 54.70 |
| | | 150 | 932 | 0.230922 | 0.884 | 55.80 |
| | | 180 | 1012 | 0.230229 | 0.833 | 58.35 |
| | | 0 | 1013 | - | 2 | 0.00 |
| | | 30 | 1049 | 0.244196 | 1.86 | 7.00 |
| | | 60 | 1015 | 0.244876 | 1.91 | 4.50 |
| | R1 | 90 | 986 | 0.241068 | 1.63 | 18.50 |
| | | 120 | 919 | 0.242292 | 1.72 | 14.00 |
| | | 150 | 965 | 0.240116 | 1.56 | 22.00 |
| | | 180 | 963 | 0.237532 | 1.37 | 31.50 |
| | | 0 | 1059 | - | 2 | 0.00 |
| | | 30 | 958 | 0.245012 | 1.92 | 4.00 |
| | | 60 | 872 | 0.242428 | 1.73 | 13.50 |
| 100 g TiO ₂ | R2 | 90 | 844 | 0.243244 | 1.79 | 10.50 |
| | | 120 | 823 | 0.239844 | 1.54 | 23.00 |
| | | 150 | 652 | 0.238212 | 1.42 | 29.00 |
| | | 180 | 735 | 0.236716 | 1.31 | 34.50 |
| | | 0 | 1057 | - | 2 | 0.00 |
| | | 30 | 1094 | 0.244468 | 1.88 | 6.00 |
| | | 60 | 1121 | 0.243108 | 1.78 | 11.00 |
| | R3 | 90 | 1232 | 0.241340 | 1.65 | 17.50 |
| | | 120 | 1031 | 0.240116 | 1.56 | 22.00 |
| | | 150 | 932 | 0.236308 | 1.28 | 36.00 |
| | | 180 | 1012 | 0.237260 | 1.35 | 32.50 |

Apéndice 3. Eficiencia de remoción de mercurio

Cuadro 23. Tasa de remoción final de los diversos tratamientos.

| Concentración Contaminante | Peso de TiO ₂ | Repetición | % Remoción | Promedio |
|----------------------------|--------------------------|------------|------------|----------|
| 0.02 mg/L | 25 | R-1 | 94.5 | 94.667 |
| | | R-2 | 93 | |
| | | R-3 | 96.5 | |
| | 50 | R-1 | 96.5 | 97.167 |
| | | R-2 | 99 | |
| | | R-3 | 96 | |
| | 100 | R-1 | 84 | 84.000 |
| | | R-2 | 82.5 | |
| | | R-3 | 85.5 | |
| 0.2 mg/L | 25 | R-1 | 83 | 80.667 |
| | | R-2 | 80.5 | |
| | | R-3 | 78.5 | |
| | 50 | R-1 | 90.5 | 91.000 |
| | | R-2 | 89 | |
| | | R-3 | 93.5 | |
| 2 mg/L | 100 | R-1 | 63.5 | 66.833 |
| | | R-2 | 69.5 | |
| | | R-3 | 67.5 | |
| 2 mg/L | 25 | R-1 | 44.15 | 44.883 |

| | | | | |
|--|-----|-----|-------|--------|
| | | R-2 | 43.5 | |
| | | R-3 | 47 | |
| | | R-1 | 54.25 | |
| | 50 | R-2 | 56.2 | 56.267 |
| | | R-3 | 58.35 | |
| | | R-1 | 31.5 | |
| | 100 | R-2 | 34.5 | 32.833 |
| | | R-3 | 32.5 | |

Apéndice 4. Temperatura del agua

Cuadro 24. Niveles de temperatura del agua durante los tratamientos

| Concentración Contaminante | Peso de TiO ₂ | Tiempo | 1ra Repetición | 2da Repetición | 3ra Repetición | Promedio |
|----------------------------|--------------------------|--------|----------------|----------------|----------------|----------|
| | | 0 | 28.8 | 29.0 | 31.5 | 29.8 |
| | 25 g TiO ₂ | 90 | 26.7 | 28.7 | 24.4 | 26.6 |
| | | 180 | 30.9 | 28.8 | 28.0 | 29.2 |
| | | 0 | 25.4 | 24.7 | 31.6 | 27.2 |
| 0.02 mg/L | 50 g TiO ₂ | 90 | 31.7 | 25.7 | 28.7 | 28.7 |
| | | 180 | 27.1 | 25.9 | 32.3 | 28.4 |
| | | 0 | 24.9 | 26.2 | 31.6 | 27.5 |
| | 100 g TiO ₂ | 90 | 29.7 | 31.0 | 28.7 | 29.8 |
| | | 180 | 29.4 | 28.5 | 32.3 | 30.1 |
| | | 0 | 27.8 | 28.2 | 31.3 | 29.1 |
| | 25 g TiO ₂ | 90 | 31.0 | 30.1 | 26.4 | 29.2 |
| | | 180 | 30.3 | 29.4 | 32.3 | 30.7 |
| 0.2 mg/L | | 0 | 30.4 | 28.2 | 25.2 | 27.9 |
| | 50 g TiO ₂ | 90 | 28.2 | 24.4 | 28.7 | 27.1 |
| | | 180 | 30.1 | 27.6 | 30.3 | 29.3 |
| | 100 g TiO ₂ | 0 | 24.9 | 27.1 | 24.5 | 25.5 |

| | | | | | | |
|--------|------------------------|-----|------|------|------|------|
| | | 90 | 30.2 | 27.2 | 25.4 | 27.6 |
| | | 180 | 32.0 | 24.3 | 30.6 | 28.9 |
| | | 0 | 25.3 | 25.9 | 27.8 | 26.3 |
| | 25 g TiO ₂ | 90 | 31.9 | 24.5 | 28.7 | 28.4 |
| | | 180 | 24.2 | 26.0 | 28.1 | 26.1 |
| | | 0 | 24.2 | 25.2 | 27.9 | 25.8 |
| 2 mg/L | 50 g TiO ₂ | 90 | 30.6 | 25.9 | 27.2 | 27.9 |
| | | 180 | 26.8 | 24.7 | 30.2 | 27.2 |
| | | 0 | 26.1 | 25.7 | 31.9 | 27.9 |
| | 100 g TiO ₂ | 90 | 27.5 | 24.3 | 30.8 | 27.5 |
| | | 180 | 30.1 | 28.9 | 25.7 | 28.2 |

Apéndice 5. pH

Cuadro 25. Niveles de pH del agua durante los tratamientos

| Concentración Contaminante | Peso de TiO ₂ | Tiempo | 1ra Repetición | 2da Repetición | 3ra Repetición | Promedio |
|----------------------------|--------------------------|--------|----------------|----------------|----------------|----------|
| | | 0 | 6.34 | 6.32 | 6.31 | 6.32 |
| | 25 g TiO ₂ | 90 | 6.33 | 6.34 | 6.34 | 6.34 |
| | | 180 | 6.34 | 6.34 | 6.34 | 6.34 |
| | | 0 | 6.48 | 6.48 | 6.52 | 6.49 |
| 0.02 mg/L | 50 g TiO ₂ | 90 | 6.50 | 6.50 | 6.49 | 6.50 |
| | | 180 | 6.51 | 6.49 | 6.51 | 6.50 |
| | | 0 | 6.55 | 6.57 | 6.56 | 6.56 |
| | 100 g TiO ₂ | 90 | 6.57 | 6.53 | 6.56 | 6.55 |
| | | 180 | 6.55 | 6.56 | 6.55 | 6.55 |
| | | 0 | 6.45 | 6.47 | 6.43 | 6.45 |
| | 25 g TiO ₂ | 90 | 6.43 | 6.45 | 6.47 | 6.45 |
| | | 180 | 6.45 | 6.45 | 6.44 | 6.45 |
| | | 0 | 6.49 | 6.52 | 6.52 | 6.51 |
| 0.2 mg/L | 50 g TiO ₂ | 90 | 6.47 | 6.49 | 6.49 | 6.48 |
| | | 180 | 6.51 | 6.50 | 6.51 | 6.51 |
| | | 0 | 6.55 | 6.58 | 6.56 | 6.56 |
| | 100 g TiO ₂ | 90 | 6.56 | 6.55 | 6.55 | 6.55 |

| | | | | | | |
|--------|------------------------|-----|------|------|------|------|
| | | 180 | 6.56 | 6.56 | 6.57 | 6.56 |
| | | 0 | 6.29 | 6.29 | 6.32 | 6.30 |
| | 25 g TiO ₂ | 90 | 6.38 | 6.27 | 6.26 | 6.30 |
| | | 180 | 6.27 | 6.21 | 6.29 | 6.26 |
| | | 0 | 6.29 | 6.35 | 6.32 | 6.32 |
| 2 mg/L | 50 g TiO ₂ | 90 | 6.10 | 6.14 | 6.30 | 6.18 |
| | | 180 | 6.32 | 6.10 | 6.20 | 6.21 |
| | | 0 | 6.33 | 6.29 | 6.40 | 6.34 |
| | 100 g TiO ₂ | 90 | 6.27 | 6.22 | 6.39 | 6.29 |
| | | 180 | 6.22 | 6.18 | 6.23 | 6.21 |

Apéndice 6. Conductividad eléctrica

Cuadro 26. Niveles de conductividad eléctrica del agua durante los tratamientos

| Concentración Contaminante | Peso de TiO ₂ | Tiempo | 1ra Repetición | 2da Repetición | 3ra Repetición | Promedio |
|----------------------------|--------------------------|--------|----------------|----------------|----------------|----------|
| | | 0 | 674 | 700 | 740 | 705 |
| | 25 g TiO ₂ | 90 | 707 | 730 | 673 | 703 |
| | | 180 | 708 | 653 | 729 | 697 |
| | | 0 | 748 | 752 | 670 | 723 |
| 0.02 mg/L | 50 g TiO ₂ | 90 | 735 | 751 | 676 | 721 |
| | | 180 | 697 | 694 | 747 | 713 |
| | | 0 | 727 | 724 | 643 | 698 |
| | 100 g TiO ₂ | 90 | 686 | 735 | 741 | 721 |
| | | 180 | 680 | 749 | 704 | 711 |
| | | 0 | 749 | 673 | 685 | 702 |
| | 25 g TiO ₂ | 90 | 675 | 651 | 685 | 670 |
| | | 180 | 710 | 753 | 682 | 715 |
| 0.2 mg/L | | 0 | 729 | 673 | 711 | 704 |
| | 50 g TiO ₂ | 90 | 736 | 686 | 679 | 700 |
| | | 180 | 660 | 751 | 734 | 715 |
| | 100 g TiO ₂ | 0 | 709 | 734 | 677 | 707 |

| | | | | | | |
|--------|------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|
| | | 90 | 696 | 730 | 746 | 724 |
| | | 180 | 643 | 715 | 671 | 676 |
| | | 0 | 656 | 758 | 743 | 719 |
| | 25 g TiO ₂ | 90 | 640 | 705 | 740 | 695 |
| | | 180 | 742 | 740 | 703 | 728 |
| | | 0 | 661 | 717 | 694 | 691 |
| 2 mg/L | 50 g TiO ₂ | 90 | 695 | 729 | 718 | 714 |
| | | 180 | 748 | 640 | 661 | 683 |
| | | 0 | 736 | 670 | 733 | 713 |
| | 100 g TiO ₂ | 90 | 701 | 737 | 715 | 718 |
| | | 180 | 731 | 709 | 759 | 733 |

Apéndice 7. Registro de factores ambientales

Cuadro 27. Registro de factores ambientales durante los tratamientos

| Repeticiones | Tiempo (min) | Temperatura ambiental T° | Luxes |
|--------------|-----------------|-----------------------------|-------|
| | 0 | 33 | 1013 |
| | 30 | 35 | 1049 |
| | 60 | 35.5 | 1015 |
| R1 | 90 | 36.8 | 986 |
| | 120 | 35.6 | 919 |
| | 150 | 35 | 965 |
| | 180 | 34.7 | 963 |
| | 0 | 36 | 1059 |
| R2 | 30 | 34.1 | 958 |
| | 60 | 35 | 872 |
| | 90 | 36 | 844 |

| | | | |
|----|-----|------|------|
| | 120 | 35.5 | 823 |
| | 150 | 35.2 | 652 |
| | 180 | 34.9 | 735 |
| | 0 | 34.3 | 1057 |
| | 30 | 34.3 | 1094 |
| | 60 | 35 | 1121 |
| R3 | 90 | 35.8 | 1232 |
| | 120 | 34.6 | 1031 |
| | 150 | 33.3 | 932 |
| | 180 | 34 | 1012 |

Apéndice 8. Panel fotográfico



Figura 21. Proceso de destilado de agua



Figura 22. Pesaje de dióxido de titanio



Figura 23. Solución de ditizona en sulfato dodecil de sodio



Figura 24. Muestras para curva de calibración



Figura 25. Acondicionamiento del montaje de placas planas inclinadas a escala laboratorio



Figura 26. Cobertura de láminas con dióxido de titanio



Figura 27. Lectura de pH y conductividad eléctrica con multiparámetro



Figura 28. Lectura de muestras en el espectrofotómetro UV- Vis