



**BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA
INSTITUTO DE CIENCIAS**



POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES
“La tierra no es de nosotros, nosotros somos de la tierra”

**Efecto del sensibilizante rosa de bengala-quitosano en la
depuración del efluente de la PTAR “Alseseca-Sur”, Puebla**

TESIS

Que para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Presenta:

SAYRA IVETH CHÁVEZ RUIZ

Director de tesis:

Dr. Fernando Hernández Aldana

Octubre 2019



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA
INSTITUTO DE CIENCIAS



POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES
“La tierra no es de nosotros, nosotros somos de la tierra”

**Efecto del sensibilizante rosa de bengala-QUITOSANO en la
depuración del efluente de la PTAR “Alseseca-Sur”, Puebla**

TESIS

Que para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Presenta:

SAYRA IVETH CHÁVEZ RUIZ

Comité tutorial

Director	Dr. Fernando Hernández Aldana
Integrante Comité Tutorial	Dr. José Víctor Rosendo Tamariz Flores
Integrante Comité Tutorial	Dr. José Antonio Rivera Tapia
Integrante Comité Tutorial	Dra. María Lilia Cedillo Ramírez
Integrante Comité Tutorial	Dra. Cynthia Romero Guido

Octubre 2019



C. SAYRA IVETH CHÁVEZ RUÍZ

Por este conducto me permito comunicarle que los miembros del jurado integrado por:

Dr. Heriberto Hernández Cocoletzi *Presidente (Externo)*

Dra. María Lilia Cedillo Ramírez *Secretaria*

Dra. Erika Alarcón Ruíz *1er. Vocal*

Dr. José Víctor Rosendo Tamariz Flores *2do. Vocal*

Dr. José Antonio Rivera Tapia *1er Vocal Suplente*

Designado para la defensa de su tesis "*Efecto del sensibilizante rosa bengala-quitosano en la depuración del efluente de la PTAR Alseseca Sur, Puebla*" han manifestado mediante su voto que ésta cumple con los méritos suficientes para ser defendida como tesis de grado de Maestría en Ciencias Ambientales, por lo que este Posgrado le autoriza la impresión de la misma.

Sin otro asunto en lo particular, quedo de Usted.

ATENTAMENTE

"Pensar bien, para vivir mejor"
H. Puebla de Z; octubre 15 de 2019.

Dr. Eduardo Torres Ramírez
Coordinador



c.c.p. Minutario
Dr.*ETR/melh

Dedicatoria

Quiero dedicar este trabajo a mi familia, que a pesar de la distancia siempre me ha apoyado en mis decisiones; gracias por inculcarme el seguir mis sueños y lograr mis metas.

***Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT)
por la beca otorgada para la realización de este proyecto.***

Agradecimientos

Antes que nada, le agradezco a Dios por darme la oportunidad de poder cumplir una de mis metas.

Al posgrado de Ciencias Ambientales, al Instituto de Ciencia y Tecnología (ICUAP) y a la Vicerrectoría de Investigación y Estudios de Posgrado (VIEP), por los múltiples apoyos otorgados para la realización de esta investigación.

Al Centro Universitario de Vinculación y Transferencia de Tecnología (CUVyTT), al laboratorio de Química Analítica de la Facultad de Ciencias Químicas, al laboratorio de Micoplasmas del Centro de Investigaciones en Ciencias Microbiológicas y al laboratorio de Análisis Químicos del Instituto de Química perteneciente a la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), por haberme permitido utilizar sus instalaciones para efectos de este trabajo.

A mi director de tesis, el Dr. Fernando Hernández Aldana, por su apoyo incondicional, sus enseñanzas y consejos. Pero más que nada le agradezco el compartir sus conocimientos y su amistad, haciendo grato cada momento en el laboratorio.

Por último a mis amigos del posgrado que se convirtieron en mi familia durante este proceso, sobre todo a Fernanda, Canek, Yas y Eliud. Gracias por nunca dejarme sola, al tenerme paciencia para despejar mis dudas y sobre todo por compartir buenas vivencias que siempre recordaré.

Índice

RESUMEN	1
I. INTRODUCCIÓN.....	2
II. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	4
III. JUSTIFICACIÓN	5
IV. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN.....	6
V. HIPÓTESIS.....	6
VI. OBJETIVOS	6
6.1 Objetivo general	6
6.2 Objetivos específicos	6
VII. MARCO TEÓRICO.....	7
7.1 Distribución del agua.....	7
7.1.1 El agua en México	8
7.1.2 El agua en el estado de Puebla	10
7.2 Contaminación del agua	11
7.3 Tratamiento de aguas residuales	12
7.3.1 Tratamiento de aguas residuales en la planta Alseseca-Sur	14
7.3.2 Procesos de oxidación avanzada	15
7.3.2.1 Fotocatálisis.....	18
7.3.2.1.1 Generación de oxígeno singlete	19
7.3.2.1.2 Colorantes orgánicos.....	21
7.3.2.1.2 Rosa de bengala	23
7.3.2.1.3 El quitosano.....	25
7.4 Conceptos utilizados.....	26

7.5 Marco legal	27
VIII. DISEÑO DE INVESTIGACIÓN.....	28
8.1 Localización	28
8.2 Fase de campo	29
8.2.1 Muestreo de campo	29
8.3 Fase de laboratorio	29
8.3.1 Síntesis del rosa de bengala con quitosano	31
8.3.2 Caracterización del sensibilizante sintetizado.....	32
8.3.2.1 Microscopia electrónica de barrido (MEB)	32
8.3.2.2 Espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier (FT-IR)	33
8.3.2.3 Espectroscopia de resonancia magnética nuclear protónica (RMN ¹ H)	
.....	34
8.3.3 Evaluación de la actividad fotoquímica del RBCH al degradar compuestos orgánicos	34
8.3.3.1 Tratamiento fotoquímico con radiación solar	35
8.3.3.2 Identificación de posibles compuestos orgánicos.....	36
8.3.4 Caracterización fisicoquímica del agua residual	37
8.3.5 Ensayo microbiológico	38
8.3.6 Ensayo de toxicidad con semillas de lechuga (<i>Lactuca sativa</i>)	39
8.4 Análisis estadísticos.....	42
IX. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	43
9.1 Síntesis y caracterización del rosa de bengala-quitosano	43
9.1.1 Microscopía Electrónica de Barrido (MEB)	44
9.1.2 Espectrometría Infrarroja con transformada de Fourier (FT-IR)	44
9.1.3 Resonancia magnética nuclear protónica (RMN ¹ H)	45
9.2 Tratamiento fotoquímico del efluente.....	47

9.2.1	Identificación de posibles compuestos orgánicos	50
9.3	Caracterización fisicoquímica del agua	51
9.3.1	Caracterización fisicoquímica del influente y del efluente de la PTAR ...	51
9.3.2	Caracterización fisicoquímica del efluente previo y posterior al tratamiento fotoquímico	54
9.4	Cuantificación de carga bacteriana	57
9.5	Ensayo de toxicidad	62
9.5.1	Porcentaje de germinación relativa de la semilla (GRS)	66
9.5.2	Crecimiento relativo de la radícula (CRR)	66
9.5.3	Índice de germinación (IG)	66
9.6	Eficiencia del rosa de bengala-qitosano.....	68
X.	PERSPECTIVA EN CIENCIAS AMBIENTALES.....	69
XI.	PROPUESTA PARA INCORPORAR EL TRATAMIENTO FOTOQUÍMICO EN LA PTAR “ALSESECA-SUR”	71
XI.	CONCLUSIONES.....	72
XII.	BIBLIOGRAFÍA.....	74

Índice de figuras

Figura 1.	Distribución del agua en el planeta (ENZO, 2018).	7
Figura 2.	Ríos principales y regiones hidrológico-administrativas de México (CONAGUA, 2016a).....	8
Figura 3.	Usos del agua en México (CONAGUA, 2016).....	9
Figura 4.	Principales fuentes de aguas residuales (modificada de Barceló y López, 2008)	12
Figura 5.	Diagrama de flujo de la PTAR Alseseca-Sur, (elaboración propia).....	14

Figura 6. Mecanismo del proceso de fotosensibilización para fotogeneración del oxígeno singlete (García, 2005)	20
Figura 7. Colorantes orgánicos de uso común en la producción de oxígeno singlete (modificada de Jiménez, 2010)	22
Figura 8. Estructura química del rosa de bengala, elaboración propia.....	23
Figura 9. Irradiación horizontal global de la República Mexicana, (modificada de The World Bank, 2017).....	24
Figura 10. Estructura química del quitosano	25
Figura 11. Mapa hidrológico de la ciudad de Puebla.....	28
Figura 12. Metodología general empleada en este trabajo de investigación, (elaboración propia)	30
Figura 13. Diagrama de flujo de la síntesis del rosa de bengala con quitosano, (elaboración propia)	31
Figura 14. Reacción química del rosa de bengala con quitosano (Ferrari et al., 2014; Moczek y Nowakowska, 2007)	32
Figura 15. Esquema del tratamiento fotoquímico con radiación solar, (elaboración propia)	35
Figura 16. Diagrama de flujo del ensayo microbiológico (elaboración propia)	39
Figura 17. Metodología para determinación de toxicidad con semilla de lechuga <i>Lactuca sativa</i>	41
Figura 18. Rosa de bengala sintetizado con quitosano.....	43
Figura 19. Micrográficas a 1000X, a) muestra de quitosano particulado de forma heterogénea, rugoso y tamaño variable de 10 μM y b) estructuras nuevas sobre la superficie del quitosano.....	44
Figura 20. Comparación de espectros obtenidos por FT-IR del RBCH y quitosano..	45
Figura 21. Espectros de resonancia magnética nuclear protónica y estructura química del RBCH	46
Figura 22. Espectrograma UV-vis sensibilizantes sin radiación solar	48
Figura 23. Espectrogramas UV-vis de los sensibilizantes a 1.0, 1.5 y 2.0% a) proporciones de 250 mg; b) proporciones de 100 mg y c) comparación entre los tratamientos T1_250 y T1_100.....	49

Figura 24. Caracterización de demanda química de oxígeno del efluente previo y posterior al tratamiento fotoquímico de acuerdo a CONAGUA (2017)	56
Figura 25. Caldo infusión cerebro-corazón inoculado con las diferentes muestras... ..	58
Figura 26. Lector de microplacas POWEAM WHYM201	58
Figura 27. UFC en la dilución 10^{-6} de la muestra tratada fotoquímicamente.....	59
Figura 28. Curva de calibración absorbancia contra Log [UFC mL ⁻¹], donde la línea punteada es la regresión lineal y la línea sólida son los valores obtenidos del efluente de la PTAR	60
Figura 29. Plántulas después de 120 h en exposición con las muestras de agua	62
Figura 30. Comparación del promedio del crecimiento de la radícula en las diferentes muestras de agua.....	64
Figura 31. Comparación del promedio de crecimiento del hipocótilo en las diferentes muestras de agua.....	65
Figura 32. Clasificación entre los parámetros de acuerdo a las muestras previas y posteriores al tratamiento fotoquímico	67
Figura 33. Esquema de la PTAR Alseseca-Sur como sistema complejo, (elaboración propia)	70
Figura 34. Diagrama propuesto para la incorporación del tratamiento fotoquímico en la PTAR "Alseseca-Sur"	71

Índice de tablas

Tabla 1. Características de los principales niveles de tratamiento	13
Tabla 2. Potenciales de oxidación de algunos oxidantes	16
Tabla 3. Procesos avanzados de oxidación	17
Tabla 4. Lugares donde se realizaron los análisis.....	29
Tabla 5. Escala de clasificación de toxicidad	42
Tabla 6. Claves asignadas a los tratamientos	47
Tabla 7. Porcentaje de degradación posterior al tratamiento fotoquímico durante 8 h	50

Tabla 8. Compuestos orgánicos presentes en el efluente previo y posterior al tratamiento fotoquímico	51
Tabla 9. Caracterización fisicoquímica del influente y del efluente	53
Tabla 10. Caracterización fisicoquímica del efluente previo y posterior al tratamiento fotoquímico.....	55
Tabla 11. Unidades formadoras de colonias y absorbancia por dilución del efluente de la planta.....	59
Tabla 12. Resultados obtenidos al emplear la evaluación de la línea recta	60
Tabla 13. Determinación de índice toxicológico con semillas de L. sativa expuestas en muestras de agua previo y posterior al tratamiento fotoquímico	63
Tabla 14. Eficiencia de los tratamientos fotoquímicos.....	68

RESUMEN

La contaminación de los ecosistemas acuáticos está relacionada con el crecimiento de la población urbana, causando un incremento en la demanda de servicios como es el agua potable. Considerando que los contaminantes presentes en las descargas domésticas e industriales, generan volúmenes elevados de aguas residuales que en su mayoría no se les efectúa algún tratamiento o muy deficiente. Produciendo altos niveles de contaminación ambiental y problemas en la salud pública.

En relación con esta problemática se busca la adaptación de tecnologías alternativas, como la aplicación de un fotosensibilizante orgánico que al ser irradiado con luz solar es capaz de excitarse y generar un oxidante de carácter fuerte, originando una transformación química de los contaminantes orgánicos, representando una opción atractiva, que permite obtener una mejor calidad del agua con uso de estos materiales amigables con el ambiente. En la presente investigación se llevó a cabo la síntesis del sensibilizante rosa de bengala con quitosano, caracterizándolo mediante diversas técnicas entre las que destacan: microscopía electrónica de barrido (MEB), espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier (FT-IR) y espectroscopia de resonancia magnética nuclear protónica (RMN ¹H). Además, se realizaron ensayos a escala laboratorio de los tratamientos para cuantificar e identificar la degradación de los contaminantes, por medio de análisis fisicoquímicos, microbiológicos, análisis de los compuestos orgánicos presentes mediante cromatografía de gases acoplado a masas y determinación de toxicidad aguda con semillas de lechuga *L. sativa*.

Los resultados muestran la eficiencia del tratamiento fotoquímico con el sensibilizante rosa de bengala-quitosano representando una opción viable para el tratamiento del efluente de la planta de tratamientos Alseseca-Sur, al obtener óptimos resultados para la degradación de compuestos orgánicos, inactivación parcial de carga bacteriana y disminución en la toxicidad.

Palabras clave: fotosensibilizante, degradación, tratamiento de aguas residuales.

I. INTRODUCCIÓN

Los problemas ambientales que se presentan en la actualidad son la escasez, la calidad no adecuada y el mal uso del agua. El agua es un componente fundamental para los seres humanos y la vida en general, pero a causa del crecimiento poblacional y sus progresivas necesidades, los recursos han pasado a ser totalmente insuficientes, tanto para abastecer, como para recibir los residuos sin modificar en la fauna y flora de ríos, lagos, lagunas y zonas costeras (Cárdenas, 2009). Estos sistemas receptores se han ido convirtiendo en vehículo de los residuos de la población, y así se ha creado uno de los problemas más inminentes en nuestros tiempos, la contaminación del agua (Sánchez, 2008). Por lo anterior, el agua contaminada puede ser procesada por las plantas de tratamiento de aguas residuales que permiten disminuir la contaminación de los sistemas acuíferos, abatir daños a los sistemas naturales y mantener adecuadamente las condiciones de vida de la población (Rodríguez y Morales, 2000).

En la mayoría de los países desarrollados todas las aguas residuales captadas son sometidas a tratamiento, que en la generalidad de los casos es tratamiento secundario y terciario, en esta situación se encuentra Holanda, Suecia, y la república Checa (Rodríguez y Morales, 2000). Desafortunadamente en México, por la insuficiente infraestructura, los altos costos, la falta de mantenimiento y de personal capacitado, el proceso que se aplica normalmente es el primario, donde sólo 36% de las aguas residuales colectadas en los sistemas formales de alcantarillado reciben tratamiento (Comisión Nacional del Agua [CONAGUA], 2014).

En el estado de Puebla, a partir del 2015, se cuenta con 143 plantas de tratamientos de aguas residuales, pero solo 80 están en funcionamiento. De las cuales el 55% es un tratamiento primario y 45% es un tratamiento secundario, en el caso de la planta tratadora de Alseseca Sur, localizada en Puebla se utiliza el tratamiento primario avanzado (Comisión Nacional del Agua Delegación Puebla, 2015). Sin embargo, el agua tratada por el proceso primario avanzado puede contener en cantidades pequeñas contaminantes no biodegradables, son caracterizados por su alta estabilidad química y persistencia, resultando aguas de baja calidad con efectos

contraproducentes en la salud de los seres humanos y al medio ambiente, por consiguiente, es necesario adoptar tecnologías más eficientes que las convencionales como pueden ser los procesos avanzados de oxidación (PAOs). Estos se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes, siendo altamente efectivos para la oxidación de compuestos orgánicos, transformándolos idealmente en compuestos inocuos al ambiente como CO₂ y H₂O. Dentro de los PAOs se encuentra la fotocatalisis heterogénea que es un proceso catalítico promovido por energía de determinada longitud de onda, capaz de excitar a un catalizador (semiconductor) o un sensibilizador orgánico (fotosensibilizador) (Arroyave et al., 2009; Saldaña et al., 2002).

El interés por los fotosensibilizadores ha aumentado rápidamente desde finales de 1980, es por esto por lo que tiene un campo amplio y variado como es el tratamiento de aguas residuales, síntesis química y aplicaciones fotodinámicas (Cano y Urbina, 2008). Dado que se genera el oxígeno singlete (¹O₂), que requiere solo oxígeno, luz de una longitud de onda apropiada y un fotosensibilizador capaz de absorber y usar esa energía para excitar el oxígeno a su estado singlete (Takizawa et al., 2011).

Uno de los fotocatalizadores orgánicos que podría ser prometedor para el tratamiento de aguas residuales es el rosa bengala debido a que tiene un rendimiento cuántico de un 76% de oxígeno singlete a una radiación de luz de 532 nm, sin embargo, al ser una molécula hidrófila se complica su extracción al final del ciclo fotooxidativo, por consiguiente, se propone la unión covalente a una cadena biopolimérica natural como el quitosano (Li, C., et al., 2018; Shrestha y Kishen, 2014).

Por lo anterior, en el presente trabajo de investigación se sintetizó el rosa de bengala con quitosano y al ser irradiado con luz solar se llevó a cabo la fotodegradación de contaminantes orgánicos presentes en aguas residuales, en vista de que es una posible solución económica para un problema ambiental complejo.

II. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En la actualidad uno de los principales problemas de contaminación del agua es causada por el crecimiento de la población urbana y sus conductas irresponsables. De manera que las descargas directas en los sistemas hídricos ocasionan graves problemas de contaminación por el incremento y la variedad de contaminantes. Considerando que las descargas domésticas e industriales, generan volúmenes elevados de aguas residuales que en su mayoría no se les efectúa algún tratamiento o es muy deficiente. Cabe señalar, el efecto sobre la calidad del agua al contener compuestos orgánicos y tóxicos peligrosos, así como un gran número de microorganismos (CONAGUA, 2017a; Rodríguez et al., 2000). Ocasionando deterioro directo en la salud humana, afectaciones a los ecosistemas y a sus organismos, generando pérdidas económicas importantes (Hinga et al., 2005).

Algunos sistemas hídricos llegan a plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) donde son depuradas por diferentes procesos, lamentablemente algunos son ineficientes en la remoción de algunas sustancias, tales como, productos farmacéuticos, surfactantes y una gran variedad de compuestos químicos (Rubio et al., 2013). Cabe señalar que en el proceso se utiliza cloro para eliminar microorganismos patógenos y así poder cumplir con la normativa. Sin embargo, el cloro reacciona con la materia orgánica formando compuestos bioacumulables, persistentes y tóxicos, generalmente son compuestos policlorados y los hidrocarburos aromáticos policíclicos. Los cuales están directamente relacionados con olores desagradables y a través de la cadena trófica, provocan una serie de enfermedades al acumularse en los tejidos y músculos de los seres vivos (Pantoja et al., 2015; Raffo Lecca y Ruiz Lizama, 2014).

En relación con esta problemática es necesario adaptar tecnologías alternativas de bajos costos y evitar el consumo intensivo de energía. Garantizando la transformación química de los compuestos orgánicos a sustancias menos tóxicas e inactivación de microorganismos, mejorando la calidad del agua para su posterior uso en servicios y/o en la industria.

III. JUSTIFICACIÓN

En vista de que los tratamientos convencionales en las plantas tratadoras de aguas residuales son poco efectivas para un problema complejo, debido a la persistencia de contaminantes químicos y microbiológicos en el efluente, afectando a los ecosistemas y por tanto a la calidad de vida de la población. Es por eso la importancia de la mineralización de estas sustancias mejorando las propiedades fisicoquímicas, biológicas y tóxicas del efluente de la planta tratadora de aguas residuales “Alseseca-Sur”.

Una de las alternativas es la implementación del producto de síntesis química de rosa de bengala-quitosano, que al ser irradiado con luz solar es capaz de absorber y usar esa energía para excitar el oxígeno hasta alcanzar su estado singlete y transformar químicamente los compuestos orgánicos a sustancias menos tóxicas e inactivando microorganismos, evitando que estos lleguen a los sistemas hídricos. Este tratamiento es considerado como un proceso de química verde, porque se aprovecha un recurso renovable como es el sol y un fotosensibilizador que es biodegradable y reutilizable. Ofreciendo costos de implementación relativamente bajos en comparación a muchas otras tecnologías de descontaminación de aguas existentes en la actualidad donde se utiliza una fuente de luz artificial que tiene un alto consumo energético. Otra ventaja es aportar un beneficio económico al usar el agua tratada en actividades tales como riego de áreas verdes y algunas actividades industriales, entre otros.

Todos los esfuerzos encaminados a la adecuación del recurso hídrico para el reúso en regiones donde hay un déficit, utilizando procesos que transforman contaminantes con recursos energéticos naturales, usando sustancias químicas que no afecten al medio ambiente, son justificaciones suficientes para la realización de este trabajo.

IV. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuáles son los efectos de emplear el producto de síntesis de rosa de bengala-quitosano como sensibilizante en el efluente de la planta tratadora “Alseseca-Sur”?

V. HIPÓTESIS

El producto de síntesis de rosa de bengala-quitosano acoplado a la fotoquímica mejorará la fotodegradación de contaminantes orgánicos, la remoción de carga bacteriana y la disminución de toxicidad en el efluente de la planta tratadora “Alseseca-Sur”.

VI. OBJETIVOS

6.1 Objetivo general

Evaluar los efectos del rosa de bengala-quitosano (RBCH) como sensibilizante para la fotodegradación de contaminantes orgánicos, la remoción de la carga bacteriana y la disminución de toxicidad del efluente de la planta tratadora “Alseseca-Sur”.

6.2 Objetivos específicos

- ❖ Sintetizar quitosano modificado con rosa de bengala en concentraciones de 1.0, 1.5 y 2.0%.
- ❖ Caracterizar el sensibilizante obtenido mediante RMN ¹H, MEB y FT-IR.
- ❖ Determinar la eficiencia del tratamiento fotoquímico al efluente de la PTAR aplicando quitosano sensibilizado.
- ❖ Caracterizar fisicoquímicamente y biológicamente al efluente previo y posterior al tratamiento fotoquímico.
- ❖ Determinar la toxicidad del efluente previo y posterior al tratamiento fotoquímico.

VII. MARCO TEÓRICO

7.1 Distribución del agua

El agua es uno de los recursos naturales que es determinante para el desarrollo y funcionamiento económico de cualquier país; es el compuesto químico más abundante del planeta y resulta indispensable para la vida (Cruz y Martínez, 2015; Guerrero et al., 2009). Aunque un 70% cubre la superficie de nuestro planeta, el 97.5% es salada y se encuentra en los océanos; solamente el 2.5% restante es agua dulce, de esta cantidad un 69.7% está congelada en los casquetes polares, mientras que un 30% se localiza como agua subterránea y menos del 0.3% es agua superficial, ver figura 1 (CONAGUA, 2017b).

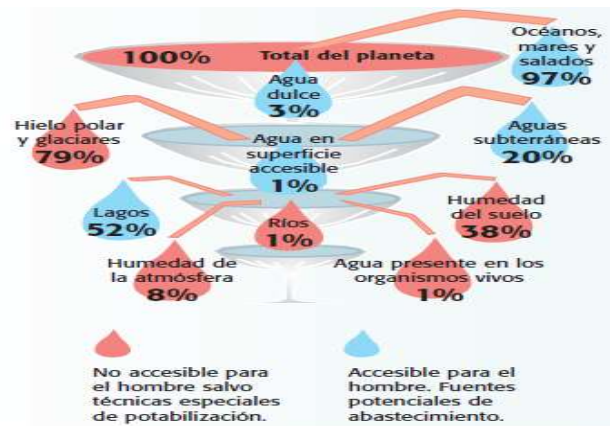


Figura 1. Distribución del agua en el planeta (ENZO, 2018).

La cantidad de agua dulce superficial y subterránea de todo el planeta es menor a 1%, lo que implica solamente 200 000 km³ están disponibles para el consumo humano y los ecosistemas naturales, pero esta distribución del agua dulce ha cambiado notablemente como resultado del manejo directo por el hombre (Guerrero et al., 2009). Estas alteraciones se enfatizan conforme la humanidad se urbaniza debido a que crece a un ritmo de unos 80 millones de personas al año y se pronostica que en 2030 el mundo tendrá que enfrentarse a un déficit mundial del 40% de agua en un escenario climático en que todo sigue igual (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization [UNESCO], 2015).

7.1.1 El agua en México

La extensión territorial de México es de 1,964 millones de km², por lo que cuenta con una red hidrográfica de 633 mil kilómetros de longitud, donde destacan 51 ríos principales por los que fluye el 87% del escurrimiento superficial y cuyas cuencas cubren el 65% de la superficie nacional (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2013).

Al poseer una extensa red hidrográfica, la Comisión Nacional del Agua – CONAGUA con el fin de administrar y preservar las aguas nacionales, ha dividido al país en trece regiones hidrológico-administrativas (RHA) como se muestra en la figura 2, las cuales están formadas por agrupaciones de cuencas, consideradas las unidades básicas de gestión de recursos hídricos. Para determinar la calidad del agua en el 2015 se contaba con 4 999 sitios de monitoreo operados por Conagua en todo el país, considerándose principalmente tres indicadores: Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días (DBO₅), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Sólidos Suspendidos Totales (SST) (CONAGUA, 2018).



Figura 2. Ríos principales y regiones hidrológico-administrativas de México (CONAGUA, 2016a).

De acuerdo con los informes generados por CONAGUA (2018), el mayor volumen de agua concesionado corresponde al sector agrícola, seguido del uso del agua para abastecimiento público (Figura 3). Cabe destacar que México es uno de los países con mayor infraestructura de riego en el mundo.

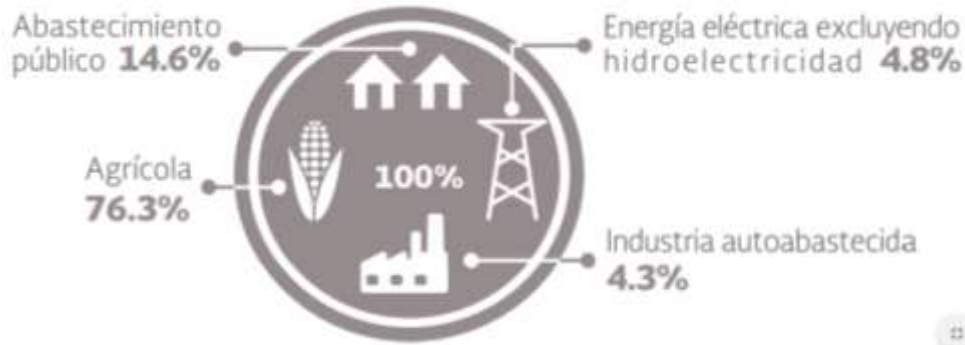


Figura 3. Usos del agua en México (CONAGUA, 2016).

Actualmente se generan 6.7 miles de millones de metros cúbicos de aguas residuales al año, y se espera que este volumen aumente a 9.2 miles de millones de metros cúbicos en 2030, tomando en cuenta que un litro de agua residual contamina 8 litros de agua dulce siendo un aproximado de 53.6 miles de millones de metros cúbicos de agua dulce contaminada al año. Es por esto que una de las alternativas para satisfacer la demanda requerida para los diferentes usos del agua, es el reúso de este recurso de origen municipal en donde destaca la transferencia de aguas residuales colectadas en las redes de alcantarillado hacia zonas agrícolas y en menor proporción hacia las industrias y termoeléctricas (De la Peña et al., 2013; Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental [FCEA], 2006).

México cuenta con 874 plantas potabilizadoras de agua con un caudal potabilizado de $97,900 \text{ L s}^{-1}$, 2477 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales con un caudal tratado de $120,900 \text{ L s}^{-1}$ y 2832 plantas de tratamiento de aguas residuales industriales con un caudal tratado de $70,500 \text{ L s}^{-1}$. La mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales desarrollan la desinfección por medio de cloración y los procesos más empleados son los lodos activados y lagunas de estabilización (CONAGUA, 2018).

7.1.2 El agua en el estado de Puebla

Durante los últimos años, el problema de la contaminación de las redes hidrográficas se ha agravado debido al incremento incesante de las poblaciones y por la demanda de servicios públicos. El estado de Puebla cuenta con 217 municipios con un número de habitantes de 6,168,883. Siendo en el 2015 el quinto lugar nacional entre las entidades federativas con más puntos de descarga de aguas residuales sin tratamiento, teniendo cerca de 400 sitios donde se vierten los líquidos contaminados. Dichos datos son proporcionados por el Instituto Nacional de Estadística e Información (INEGI), por medio del Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegacionales. Los ríos Atoyac y Alseseca recorren gran parte de la entidad poblana, actuando como cuerpos receptores de las aguas residuales industriales y municipales, ocasionando que ambos ríos posean una mala calidad de sus aguas representando potencialmente un problema en la salud pública, ya que contienen compuestos orgánicos y microorganismos patógenos. Estas descargas presentan contaminación química, física y biológica, ocasionando un impacto ambiental que perjudica a 27 colonias y 2 juntas auxiliares municipios (Rivera Tapia y Cedillo Ramírez, 2005).

Con el propósito de disminuir la contaminación en las redes hidrológicas, a partir del 2015, se cuenta con 143 plantas de tratamientos de aguas residuales, pero solo 80 están en funcionamiento con una capacidad total instalada de $4,184.33 \text{ L s}^{-1}$ y un caudal tratado de $3,411.75 \text{ L s}^{-1}$. De las cuales el 55% es un tratamiento primario y 45% es un tratamiento secundario, en el caso de la planta tratadora de Alseseca Sur, localizada en San Francisco Totimehuacán, Puebla, proveniente del río Alseseca (Comisión Nacional del Agua Delegación Puebla, 2015). En dicha planta tratadora es utilizado el tratamiento primario avanzado que podría presentar deficiencias en la remoción de contaminantes por la mezcla de sustancias tóxicas aportadas por las industrias que limitan los procesos de remoción, provocando que la incorporación de sustancias tóxicas deteriore el ambiente acuático y cause la pérdida de flora y fauna, así como límite los usos del cuerpo receptor (Saldaña et al., 2002).

7.2 Contaminación del agua

La contaminación del agua es una modificación de la calidad del agua, generalmente provocada por el hombre, haciéndola impropia o peligrosa para el consumo humano, la agricultura, la pesca y las actividades recreativas, así como para los animales domésticos y la vida natural (De Europa, 1968).

Este problema de contaminación se hizo notable a principios del siglo XIX, causando alteraciones en la calidad del agua por los diversos tipos de contaminantes entre los más importantes se encuentran los microbios, los nutrientes, los metales pesados, los químicos orgánicos, aceites y sedimentos (FCEA et al., 2006; World Water Assessment Programme [WWAP], 2009).

A consecuencia afecta directamente a las actividades humanas, sin embargo, su efecto en la salud de las personas es prioritario a nivel mundial. En el 2018, la Organización Mundial de la Salud reporta que las enfermedades relacionadas con el agua contaminada son el cólera, otras diarreas, la disentería, la hepatitis A, la fiebre, la tifoidea y la poliomielitis. Produciendo la muerte de 842,000 personas al año por diarrea, además 240 millones son afectados por esquistosomiasis, una enfermedad grave y crónica provocada por lombrices parasitarias. En cuanto México en el 2015 murieron 3,754 personas debido a enfermedades infecciosas intestinales, repercutiendo económicamente al país al brindar atención médica para tratar las enfermedades provocadas por agua y productos agrícolas contaminados (CONAGUA, 2018).

Con los crecientes aspectos socioeconómicos y la conciencia ambiental, la sociedad ahora están más preocupada por la presencia de contaminantes químicos en el agua, estos se dividen en compuestos orgánicos como los hidrocarburos aromáticos policíclicos, pesticidas, herbicidas, compuestos de alteración endocrina, productos farmacéuticos, productos de cuidado personal, etc.; y compuestos inorgánicos como los metales pesados, algunos de ellos presentes en el agua están regulados en la normatividad (Kim et al., 2018).

7.3 Tratamiento de aguas residuales

Se considera agua residual cuando se altera su composición o estado, de manera directa o indirectamente, como consecuencia de las actividades diarias de una ciudad (domésticas, comerciales, industriales y de servicios), de tal modo que quede menos apta para uno o todos los usos a que va destinada, ocasionando un alto impacto perjudicial para la sostenibilidad del abastecimiento de agua, la salud humana, la economía y el medio ambiente.

En la figura 4 se muestran las fuentes fundamentales de aguas residuales son: aguas domésticas o urbanas, aguas residuales industriales, escorrentías de usos agrícolas y pluviales (Medina y Peralta, 2015).

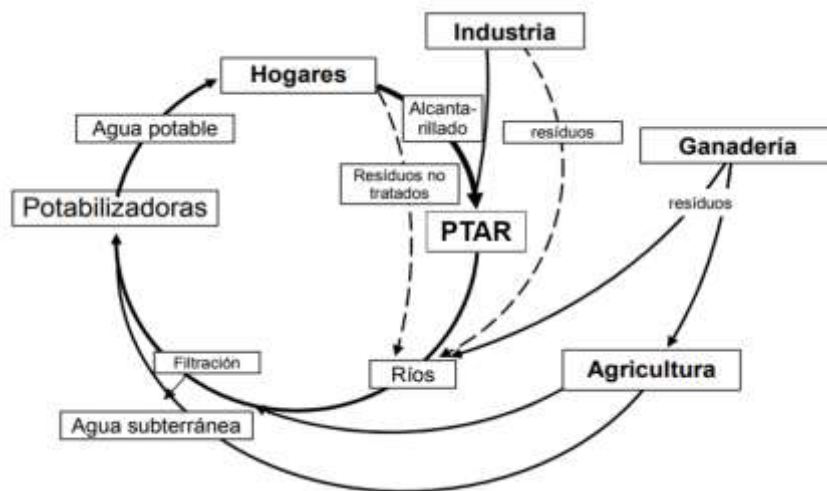


Figura 4. Principales fuentes de aguas residuales (modificada de Barceló y López, 2008)

Algunas de las fuentes anteriores llegan a una planta de tratamiento para que el agua sea reutilizada en el uso cotidiano, pero en la mayoría de los casos no se lleva a cabo este proceso, por lo cual el agua residual se descarga directamente a un cuerpo receptor que son los lagos, ríos y mares.

El tratamiento de las aguas residuales es una cuestión prioritaria a nivel mundial, ya que es importante disponer de agua de calidad y en cantidad suficiente, permitiendo una mejora del ambiente, la salud y la calidad de vida. Dicho proceso consiste en una

serie de procesos físicos (pretratamiento, tratamiento primario y primario avanzado), químicos (tratamiento primario avanzado, secundario o terciario) y biológicos (tratamiento secundario o terciario) que tienen como fin eliminar los contaminantes presentes en el agua de uso doméstico y/o industrial (Torres, 2012).

La tabla 1 describe para cada nivel de tratamiento el tipo de contaminante removido, las eficiencias de reducción alcanzadas y el tipo de mecanismo predominante.

Tabla 1. Características de los principales niveles de tratamiento

Nivel de tratamiento	Mecanismos predominantes	Contaminantes removidos	Eficiencias de reducción
Preliminar	Físico	Sólidos gruesos (basuras, arenas) Grasa Acondicionamiento químico (pH)	SS: <10% DBO: <10% Coliformes: ≈0% Nutrientes: ≈0%
Primario	Físico	Sólidos suspendidos sedimentables Materia orgánica suspendida (parcialmente)	SS: 40-50% DBO: 25-35% Coliformes: 30-40% Nutrientes: <20%
Primario avanzado	Físico y químico	Sólidos suspendidos sedimentables y no sedimentables Materia orgánica suspendida (parcialmente) Fósforo	SS: 70-85% DBO: 45-55% Coliformes: 60-90% Nutrientes: 20% N; 50-95% P
Secundario	Biológico o químico	Sólidos no sedimentables Materia orgánica suspendida fina/soluble (parcialmente) Nutrientes (parcialmente) Patógenos (parcialmente)	SS: 60-99% DBO: 60-99% Coliformes: 60-99% Nutrientes: 10-50%
Terciario	Biológico o químico	Contaminantes específicos Materia orgánica fina y soluble (pulimento) Nutrientes Patógenos (principalmente)	SS: >99% DBO: >99% Coliformes: >99.9% Nutrientes: >90%

Nota. Recuperado de "Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países de desarrollo", de Torres, P. 2012. Revista EIA, (18).

*SS = Sólidos suspendidos

*DBO = Demanda Bioquímica de Oxígeno

7.3.1 Tratamiento de aguas residuales en la planta Alseseca-Sur

La planta de tratamiento de aguas residuales Alseseca-Sur cuenta con una capacidad de 1000 L s^{-1} , donde el río Alseseca (caudal de 1300 L s^{-1}) solo es sometido un volumen de hasta 700 L s^{-1} por un tratamiento primario avanzado con un proceso de coagulación-flotación utilizando dosis apropiadas de cloruro férrico como coagulante, con el fin de neutralizar las fuerzas que mantienen suspendidos a partículas y coloides, y un polímero aniónico como floculante, para promover el crecimiento y aumento de peso específico de las partículas, favoreciendo la separación sólido-líquido por gravedad en un sedimentador, mejorando la remoción de un 70% en demanda química de oxígeno, pero si se agregan los químicos en exceso podría resultar peligroso para la salud (Suárez y Navia, 2007). En la figura 5 se representa las etapas del tratamiento primario avanzado.

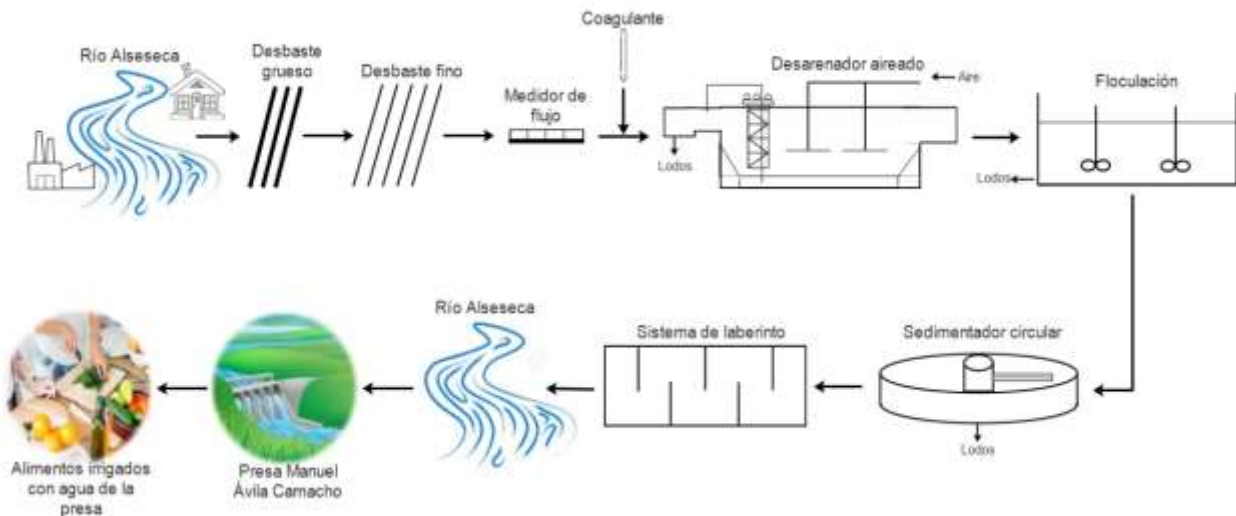


Figura 5. Diagrama de flujo de la PTAR Alseseca-Sur, (elaboración propia)

A partir del 2006 la planta de tratamientos Alseseca Sur descartó el método de desinfección por cloración, a causa de la formación de productos secundarios tóxicos con un alto potencial carcinogénico y mutagénico como los triclorometanos y cloraminas afectando severamente la salud de la población y de los propios trabajadores al estar en contacto directo con el cloro (Escalante-Pozos y Bandala, 2014).

7.3.2 Procesos de oxidación avanzada

Las aguas contaminadas por la actividad humana pueden, en general, ser procesadas eficientemente por plantas de tratamiento biológico, o por tratamientos químicos convencionales. Sin embargo, en algunos casos estos procedimientos resultan inadecuados para alcanzar el grado de pureza requerido por la normativa, por el uso ulterior del efluente tratado o por la frecuente aparición de contaminantes orgánicos, convirtiéndose en los últimos años en un problema realmente relevante a nivel mundial debido a su impacto negativo sobre los ecosistemas acuáticos y la salud humana (Li, M., et al., 2018; Salas, 2010).

Por consiguiente, se han desarrollado estrategias más eficientes y menos dañinas para la salud humana en cuestión al tratamiento de aguas residuales, centrándose en la oxidación de los compuestos orgánicos persistentes disueltos en el agua (Clemente et al., 2008; Escalante-Pozos y Bandala, 2014).

Los métodos basados en la oxidación química o fotoquímica de dichos contaminantes constituyen un grupo de nuevas tecnologías denominadas genéricamente Tecnologías o Procesos de Oxidación Avanzada (TAOs, PAOs). Esta tecnología es una de las más limpias utilizada en diversos países, debido a su gran poder oxidativo al aplicar factores fundamentales como la naturaleza y las propiedades fisicoquímicas del sistema, por lo cual, ha llevado a la disminución de la concentración de compuestos orgánicos en los efluentes tratados (Garcés et al., 2005). Así mismo, pueden aplicarse como pretratamiento antes de un proceso biológico para contaminantes resistentes a la biodegradación o como de pos-tratamiento para efectuar una limpieza de las aguas antes de la descarga a los cuerpos receptores (Forero et al., 2005; Salas, 2010).

Los POAs se definen como procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes al consumir cantidades mínimas de energía, donde se involucran la generación y uso de especies transitorias poderosas, principalmente el radical hidroxilo ($\bullet\text{OH}$), al poseer una capacidad altamente oxidante (2.80 eV) (Escalante-Pozos y Bandala, 2014; Salas y Ale, 2008).

Estos radicales pueden oxidar contaminantes orgánicos mediante la extracción de hidrógeno o mediante adición electrofílica a los dobles enlaces presentes para formar radicales libres orgánicos ($\bullet R$), que son capaces reaccionar con moléculas de oxígeno formando peroxiradicales e iniciar una serie de reacciones oxidantes en cadena que probablemente lleven a la completa mineralización del contaminante orgánico que se desea degradar (Domènech et al., 2001; Escalante-Pozos y Bandala, 2014).

En la actualidad se ha recibido una atención creciente en las diferentes especies oxidantes para el tratamiento de aguas residuales como es el caso del oxígeno atómico o singlete (1O_2) con una capacidad oxidante de 2.42 eV y peróxido de hidrógeno (1.78 eV), así mismo en la tabla 2 se presentan los potenciales de oxidación de las distintas especies.

Tabla 2. Potenciales de oxidación de algunos oxidantes

Especie	Potencial de oxidación (V)
Flúor	3.03
Radical hidroxilo	2.80
Oxígeno atómico	2.42
Ozono	2.07
Peróxido de hidrógeno	1.78
Radical perhidroxilo	1.70
Permanganato	1.68
Dióxido de cloro	1.57
Ácido hipocloroso	1.49
Cloro	1.36
Bromo	1.09
Yodo	0.54

Nota. Recuperado de "Photochemical processes for water treatment", de Legrini, O., Oliveros, E., y Braun, A. M. 1993. *Chemical reviews*, 93(2).

En la tabla 3 se da un listado de los PAOs, clasificadas en procesos fotoquímicos y los no fotoquímicos.

Tabla 3. Procesos avanzados de oxidación

Procesos no fotoquímicos	Procesos fotoquímicos
Ozonización en medio alcalino (O_3/OH^-)	Fotólisis del agua en el ultravioleta de vacío (UVV).
Ozonización con peróxido de hidrógeno (O_3/H_2O_2).	UV/peróxido de hidrógeno.
Procesos Fenton (Fe^{2+}/H_2O_2) y relacionados	UV/ O_3 .
Oxidación electroquímica.	Foto-Fenton y relacionados.
Radiólisis y y tratamiento con haces de electrones.	Ferrioxalato y otros complejos de Fe (III).
Plasma no térmico	UV/Peryodato.
	Fotocatálisis heterogénea:
Descarga electrohidráulica – Ultrasonido	<ul style="list-style-type: none"> • Semiconductores • Sensibilizadores orgánicos

Nota. Recuperado de "Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes", de Domènech, X., Jardim, W. F., y Litter, M. I. 2001. s.l.

En relación con los procesos fotoquímicos involucran la fotodegradación, que es una tecnología de saneamiento verde para resolver la contaminación ambiental, la cual consiste en la transformación fotoquímica de una molécula en fragmentos de masa molecular más baja, generalmente por un proceso de oxidación; mediante radiación solar ultravioleta-visible o lámparas generadoras de luz UV de un amplio espectro de longitud de onda y con un gran potencial de emisión, para formar las especies oxidantes (Costa, 2005; Garcés y Rodríguez, 2004; Li, M., et al., 2018; Vásquez et al., 2010). A su vez, no son adecuadas para sustancias de elevada absortividad, o con altos grados de sólidos en suspensión, considerando que la eficiencia cuántica disminuye por ausencia de luz, por dispersión y/o absorción competitiva (Gogate y Pandit, 2004).

7.3.2.1 Fotocatálisis

Marín y colaboradores (2012) definen la fotocatálisis como un cambio de velocidad de una reacción química bajo la acción de radiación ultravioleta (UV), visible o infrarroja (IR) en presencia de una sustancia (fotocatalizador o fotosensibilizante) mediante la absorción de la luz, dando como resultado la degradación e incluso la mineralización de una gran variedad de compuestos orgánicos, sin que el fotocatalizador sufra cambios químicos (Garcés et al., 2004). Considerándolo como un proceso ecológico emergente, para la producción de hidrógeno, la síntesis orgánica y la descontaminación de agua o aire (Marín et al., 2012).

Un fotocatalizador está relacionado con el fotosensibilizador, definido como un agente que absorbe luz a cierta longitud de onda o en un rango de longitud de onda, provocando una alteración fotoquímica en el sistema sin ser alterado químicamente (Durán-Álvarez et al., 2015; Marín et al., 2012). Los fotocatalizadores se dividen en heterogéneos y homogéneos, incluyendo combinaciones de ellos (Durán-Alvarez et al., 2015; Flores et al., 2015). Los primeros han sido empleados hace más de dos décadas en el campo de la remediación ambiental, con especial atención en sustancias de baja o nula biodegradabilidad, de tipo recalcitrante, xenobiótico y toxicidad variable presentes en líquidos o gases (Muñoz, 2012). Por lo general, se emplean Al_2O_3 , ZnO , Fe_2O_3 y TiO_2 , para facilitar el trabajo por ser reciclables, fáciles de separar y costos bajos (Battula et al., 2018; Muñoz, 2012; Zeng et al., 2016).

El semiconductor más utilizado e investigado es la forma cristalina anatasa del dióxido de titanio (TiO_2), descubierto desde 1972 por Fujishima y Honda. Se debe agregar que es el compuesto más activo para la fotocatálisis, es relativamente barato, química y biológicamente inerte y resistente a la fotocorrosión (Sarria et al., 2005). Una de las desventajas que tiene el TiO_2 es su elevado valor de banda prohibida (3.2 eV); esto hace que por sí mismo solo sea capaz de aprovechar un 4% del espectro de luz solar para desarrollar procesos fotocatalíticos, haciendo necesario el uso de lámparas UV, esto incrementa significativamente el costo y la implementación de una gran infraestructura (Battula et al., 2018; Zeng et al., 2016). Además, cuando el dióxido de

titanio es usado en suspensión durante procesos de fotodegradación, su recuperación del medio de reacción no es sencilla y se debe adicionar una etapa de recuperación del catalizador al proceso de purificación que por lo general es costosa y poco efectiva (Uribe, 2015).

En relación con los fotocatalizadores homogéneos la IUPAC los define como el proceso en que tanto el fotocatalizador como las demás especies reactivas se encuentran en el mismo estado físico, en el caso de aplicaciones para el tratamiento de aguas debe ser soluble (Parmon et al., 2002). Por ejemplo, sales metálicas, metales complejos de transición inorgánica, colorantes orgánicos u organometálicos. Estos fotocatalizadores han mostrado resultados exitosos en una variedad de transformaciones químicas al poseer una excelente estabilidad, sin embargo, son generalmente difíciles de separar de la mezcla de reacción para su reúso (Battula et al., 2018; Durán-Álvarez et al., 2015).

En vista de que el TiO_2 cuenta con algunas limitantes, el interés por los sensibilizadores para la producción de oxígeno singlete ($^1\text{O}_2$) ha aumentado rápidamente desde finales de 1980, por lo que tiene un campo amplio y variado como es el tratamiento de aguas residuales, síntesis química y aplicaciones fotodinámicas (Cano y Urbina, 2008).

7.3.2.1.1 Generación de oxígeno singlete

El oxígeno es una especie química ubicua cuyas propiedades físico-químicas derivan de su configuración electrónica de mínima energía, no cuenta con dos electrones desapareados o de espines paralelos, conocido como estado de multiplicidad triplete ($^3\text{O}_2$ o simplemente O_2), sino que posee dos electrones apareados o de espines contrarios y un exceso de energía de 94.2 kJ mol^{-1} . Durante su tiempo de vida en su estado excitado, es capaz de reaccionar con otras especies químicas como proteínas, lípidos y ácidos nucleicos existentes en el medio. Esto ocurre tanto en medios gaseosos donde se pueden registrar un tiempo de vida entre 15 min, así como en medios líquidos en un intervalo de $4 \mu\text{s}$ a 60 ms, dependiendo del disolvente (García, 2005; Schweitzer y Schmidt, 2003).

El proceso de fotosensibilización (Figura 6), se produce cuando una molécula de fotosensibilizador que se encuentra en estado fundamental singlete (S_0), al absorber un fotón de luz ultravioleta o visible pasa a un estado excitado singlete (S_1). El exceso de energía vibro rotacional del mismo se disipa a través de la relajación vibracional, ocurriendo un proceso de cruce intersistemas se relaja parcialmente a un nivel triplete excitado (T_1). Si durante el tiempo de vida del estado excitado triplete del fotosensibilizador éste colisiona con una molécula de oxígeno en estado fundamental, puede producirse una transferencia de energía entre ambas especies, resultando el oxígeno en estado excitado singlete y recuperándose el fotosensibilizante en estado fundamental (García, 2005; Jiménez, 2010).

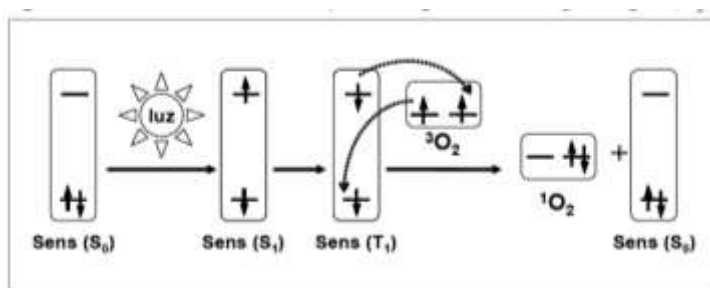


Figura 6. Mecanismo del proceso de fotosensibilización para fotogeneración del oxígeno singlete (García, 2005)

Entre los requisitos que debe poseer todo fotosensibilizador para producir oxígeno singlete eficientemente son los siguientes (García, 2005):

- Intensa absorción de luz UV-Vis (preferentemente en la región visible entre 400 y 750 nm) con coeficientes de absorción molar (ϵ) superiores a $10^4 \text{ M}^{-1} \text{ cm}^{-1}$.
- Poseer una elevada eficiencia de paso del estado excitado singlete (S_1) al estado excitado triplete (T_1) del fotosensibilizador conocido como cruce intersistemas (Φ_{CIS}), así como una energía del estado triplete (T_1) superior a la del oxígeno singlete ($>94.2 \text{ kJ mol}^{-1}$).
- Largos tiempos de vida del estado excitado (T_1), en el orden del μs o superior, con objeto de permitir que haya tiempo suficiente para la colisión entre moléculas de fotosensibilizador y las moléculas del oxígeno presentes en el medio.

- Alto rendimiento cuántico de producción de oxígeno singlete ($^1\text{O}_2$) en distintos medios. El número de eventos que ocurren de producción de oxígeno singlete dividido por el número de fotones absorbidos por el fotosensibilizador y por unidad de tiempo debe de ser lo más alto posible. En general, los buenos fotosensibilizadores tienen valores de Φ_Δ próximos a la unidad.
- Buena estabilidad térmica y fotoquímica. A fin de evitar la descomposición de las moléculas de fotosensibilizador, incluso por el propio oxígeno singlete fotogenerado.
- Capacidad de ser inmovilizados en soportes poliméricos de modo asequible.

Aunque pocos fotosensibilizantes satisfacen completamente todos los requisitos mencionados anteriormente para que el proceso de fotocatalisis sea eficaz se han empleado colorantes orgánicos que absorben luz visible.

7.3.2.1.2 Colorantes orgánicos

Debido a sus costos relativamente bajos, su amplia disponibilidad y propiedades, los colorantes o tintes orgánicos se consideran una alternativa más versátil para obtener el oxígeno singlete a comparación de los materiales inorgánicos y organometálicos (Nicewicz y Nguyen, 2014; Siejak et al., 2009).

En la figura 7, se muestran los colorantes orgánicos de uso común en la producción de oxígeno singlete mediante el proceso de fotosensibilización, son la fenalenona, azul de metileno, complejos polipiridílicos de rutenio, porfirinas, ftalocianinas y rosa de bengala. La fenalenona con un rendimiento cuántico (Φ_Δ) de 1.0 para la inactivación fotodinámica de bacterias, larvas de mosquitos y en células tumorales humanas (Jing et al., 2019), el azul de metileno ($\Phi_\Delta=0.52$) está limitado en el proceso de fotosensibilización para degradar contaminantes orgánicos, debido a que podría convertirse en un sistema homogéneo después de disolverse en el agua, afectando la cadena alimenticia de la vida acuática por sus efectos carcinogénicos y mutagénicos de los tintes sintéticos (García, 2005; Xue et al., 2011).

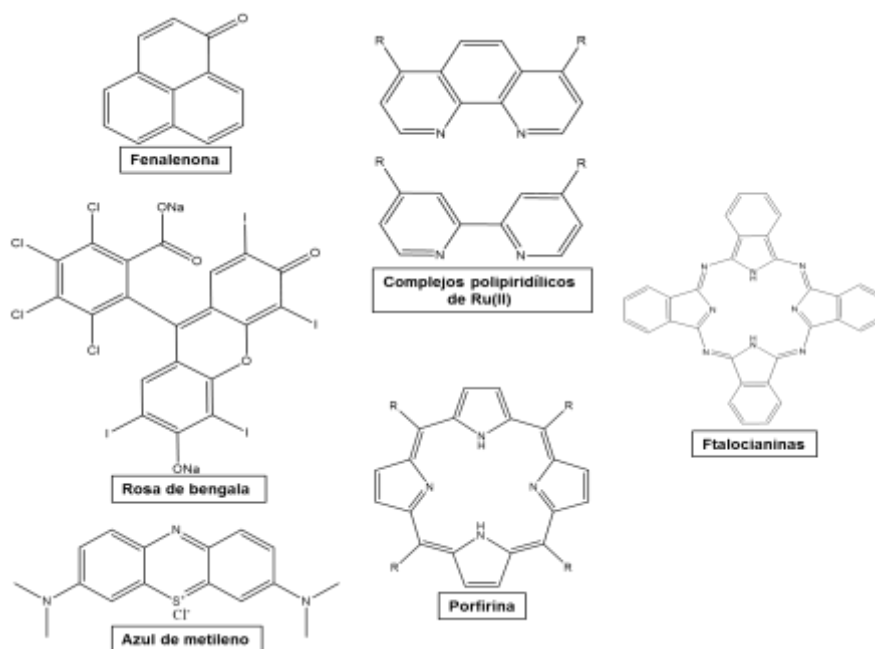


Figura 7. Colorantes orgánicos de uso común en la producción de oxígeno singlete (modificada de Jiménez, 2010)

También se encuentran los compuestos de coordinación basados en complejos polipiridílicos de rutenio (II) ($\Phi_{\Delta}=0.1-1.0$), es utilizado frecuentemente en celdas solares sensibilizadas por colorantes para la oxidación del agua (Bhand et al., 2019; Hagfeldt et al., 2010; Jiménez, 2010). Además, al ser sintetizado con anfifilos, metal surfactantes, ligandos de Schiff, semiconductores, entre otros, mejora sus propiedades estructurales, electroquímicas, catalíticas y biológicas, haciéndolos viables para su uso en las industrias de alimentos, medicamentos y cosméticos (Bhand et al., 2019; Hagfeldt et al., 2010; Ji et al., 2019).

Tanto las porfirinas como las ftalocianinas son compuestos macrocíclicos y aromáticos estructuralmente similares, generalmente se introduce un complejo metálico como son el zinc (II), cobalto (II) o magnesio (III), con el propósito de controlar sus propiedades fotofísicas, ópticas y electroquímicas, (Ovchenkova et al., 2019; Wang et al., 2016). A lo largo de los años, han sido ampliamente implementadas en diversas aplicaciones, tales como fotosensibilizadores para celdas solares orgánicas de moléculas pequeñas, celdas solares sensibilizadas por colorantes, dispositivos fotovoltaicos orgánicos, sensores químicos, fotoconductores, agentes de terapia fotodinámica, materiales

ópticos no lineales y muchos otros (Achadu et al., 2017; Osati et al., 2010; Ovchenkova et al., 2019; Regmi et al., 2015). Sin embargo, la búsqueda de tintes alternativos es un campo muy amplio y el sensibilizador rosa de bengala ($\Phi_{\Delta}=0.76$) ha alcanzado un alto rendimiento en la producción de oxígeno singlete como resultado de sus bandas de absorción intensas en el rango del espectro visible de 480-550 nm (Dabrzalska et al., 2017).

7.3.2.1.2 Rosa de bengala

El rosa de bengala es una molécula hidrófila no tóxica de la clase de xantenos con tendencia a agregarse en soluciones acuosas. Tiene propiedades espectroscópicas y fotoquímicas peculiares, tales como un gran coeficiente de absorción en la región visible y un alto rendimiento cuántico para producir un estado triplete excitado fotoquímicamente activo de 0.75, 0.8 en agua y 0.76 en metanol, además su estado de vida es razonablemente largo en comparación de su estado singlete (Jiménez, 2010; Rauf et al., 2009; Zeyada et al., 2017) (Figura 8). Su uso comenzó en 1904, desde entonces ha sido un elemento básico en las investigaciones de fotodinámica y una variedad de aplicaciones médicas, químicas y biológicas, (Lambert y Kochevar, 1997; Paczkowska et al., 1985; Zeyada et al., 2017). Teniendo en cuenta que para generar la fotoxidación se requiere de dos recursos inagotables para la humanidad, el oxígeno del aire y los fotones solares (Miller, 2005).

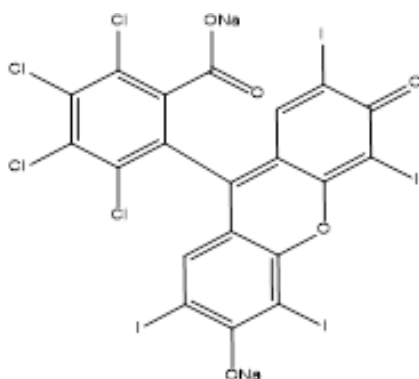


Figura 8. Estructura química del rosa de bengala, elaboración propia

Se debe agregar la importancia de la intensidad de radiación solar para una mayor eficiencia en la generación del oxígeno singlete, por lo que se recomiendan lugares colindantes con el ecuador al poseer una media de $5.8 \text{ kW h}^{-1} \text{ m}^{-2}$ (Ryberg et al., 2018). En el 2016, el presidente de la Asociación Nacional de Energía Solar (ANER) en Puebla y Tlaxcala, Luis Sánchez Stone, manifestó sobre el índice de radiación solar en el estado de Puebla teniendo 5.4 kW h m^{-2} como se muestra en la figura 9, sobre pasando la media nacional de 5.2 kW h m^{-2} (Muñoz Aguilar, 2016), considerando la viabilidad en el aprovechamiento de la radiación solar en esta zona para el tratamiento fotoquímico de aguas residuales.

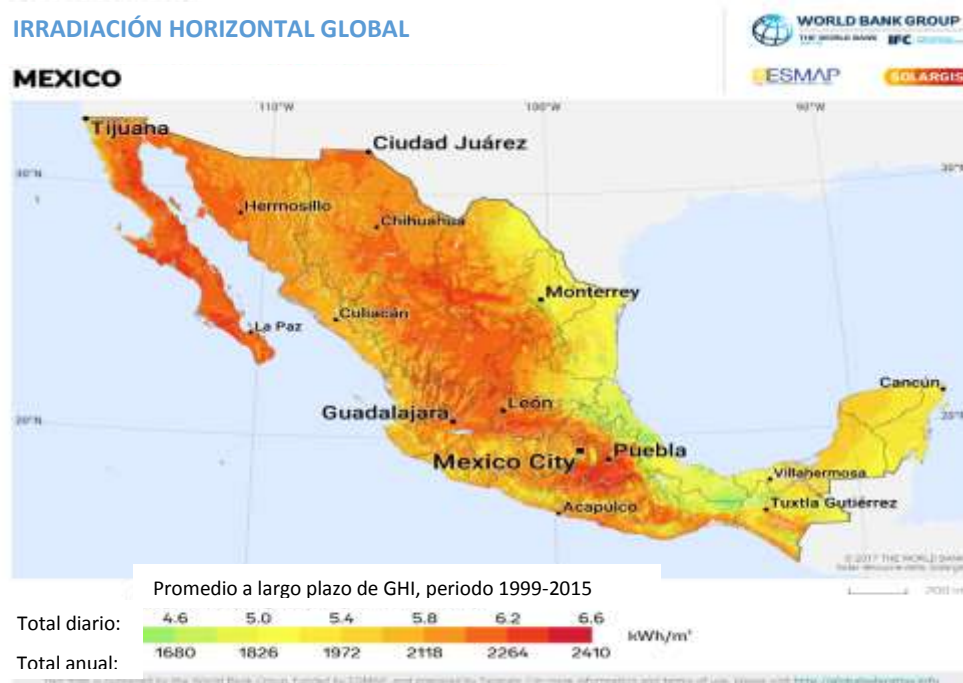


Figura 9. Irradiación horizontal global de la República Mexicana, (modificada de The World Bank, 2017)

En algunos ensayos se ha demostrado la efectividad de la acción fotodinámica del rosa de bengala tanto para la degradación de clorofenol en una solución acuosa, al ser irradiada con luz simuladora solar logrando una reducción del 50% (Miller, 2005). Así como para la inactivación de diferentes microorganismos (*Escherichia coli*, *Deinococcus radiodurans* y esporas de *Bacillus subtilis*), obteniendo una inactivación al entrar en contacto con el citoplasma del microorganismo y obteniendo el mismo resultado al usar rosa de bengala fijado a perlas de poliestireno (Schäfer et al., 2000).

En relación con el tratamiento de aguas residuales empleando el rosa de bengala, se podrían descargar a cualquier cuerpo receptor con una considerable disminución en sus riesgos de contaminación e inactivación microbiana (Jiménez, 2012). Sin embargo, se forma un problema esencial que está relacionado con las dificultades en la separación del fotosensibilizador al final del ciclo fotooxidativo. Obviamente, se tiene una solución que es el empleo de un sistema heterogéneo extraíble, con el fotosensibilizador unido covalentemente a una cadena de diferentes polímeros sintéticos y liposomas, siendo la mejor opción los biopolímeros naturales como el quitosano proporcionando una ventaja en la biocompatibilidad (Ferrari et al., 2014; Shrestha et al., 2014).

7.3.2.1.3 El quitosano

La estructura química del quitosano (β -(1-4)-2-amino-2-desoxi- β -D-glucosa), figura 10 es el segundo polisacárido más abundante junto a la celulosa, no es tóxico y es biodegradable, y está disponible en grandes escalas por desacetilación de quitina que es el componente principal de los exoesqueletos de crustáceos marinos (camarones, cangrejos, langosta, entre otros). Estos son productos de desecho sólido de la industria procesadora de mariscos debido a que el 75-85% del peso vivo contamina al medio ambiente y se convierte en una carga económica para las industrias procesadoras por sus altos costos y complejidad para su eliminación (Mármol et al., 2011).

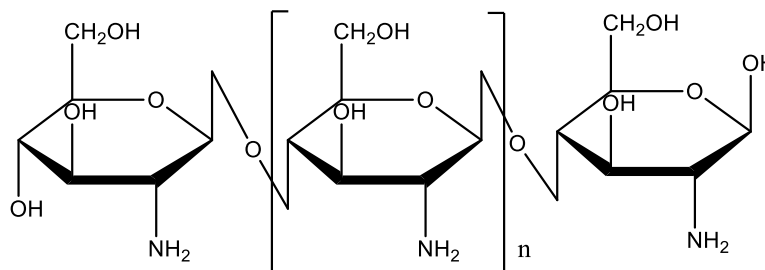


Figura 10. Estructura química del quitosano

La solubilidad del quitosano en solución acuosa depende en gran medida del pH. El polímero puede disolverse en solución acuosa a pH ácido, mientras que es totalmente insoluble en medio neutro. Debido a los grupos hidroxilo y amino en sus esqueletos, el

quitosano es una molécula biocompatible que puede modificarse relativamente fácil mediante varios métodos, por este motivo es de gran interés en las aplicaciones médicas, farmacéuticas, agrícolas, las ciencias ambientales, entre otros. (Ferrari et al., 2014; Walalawela y Greer, 2014).

En relación con las ciencias ambientales se ha prestado mucha atención al quitosano como un recurso potencial para obtener materiales macromoleculares efectivos para el tratamiento de aguas residuales. Se han llevado a cabo diversas investigaciones para modificar químicamente al quitosano a partir de su reticulación alcanzando una mejora en su rendimiento, selectividad de la adsorción y sensibilidad, manteniendo sus propiedades y características originales (Sharma y Sanghi, 2012). Dicho lo anterior, el quitosano ha sido modificado con zeolitas para la adsorción de fluoruro en solución acuosa (Peng et al., 2013). De igual modo fue eficiente en la adsorción del ion Zn^{2+} en solución acuosa al usar quitosano con poli(metilmacrilato) (Singh et al., 2006). Y en el caso de la aplicación de los fotosensibilizadores conjugados con el quitosano se cuenta con pocas investigaciones, una de ellas es el uso de azul de metileno con la resina esférica de quitosano para la degradación de compuestos de clorofenol, pero al ser el azul de metileno un tinte tóxico se propone el uso del rosa de bengala (Xue et al., 2011).

7.4 Conceptos utilizados

Contaminación: Se refiere a la presencia en el ambiente de cualquier agente químico, físico o biológico nocivo para la salud o para el mismo ambiente.

Fotoquímica: parte de la química orgánica que estudia las interacciones de la luz con los compuestos químicos, existen 2 tipos de fotoquímica, una de síntesis de moléculas más complejas y la otra de degradación a productos más sencillos.

Fotodegradación: Transformación fotoquímica de una molécula en fragmentos de masa molecular más baja, generalmente por un proceso de oxidación.

Agua residual: mezcla de sustancias que han sido utilizados en las actividades diarias de una ciudad (domésticas, comerciales, industriales y de servicios) y que han sido

agregados al recurso hídrico y que forman parte de sustancias ajenas a su composición pura.

Fotosensibilizador: es una especie molecular o atómica que inicia una reacción fotoquímica.

Oxígeno singlete: estado de mayor excitación del oxígeno molecular generado fotoquímicamente.

7.5 Marco legal

Las principales leyes, normas, reglamentos y artículos que se tomarán en cuenta para efecto de esta investigación es lo que se conoce como el marco legal. Estas son:

- Ley de Aguas Nacionales, Es reglamentaria del Artículo 27 Constitucional en materia de aguas nacionales, regula la explotación, uso o aprovechamiento de dichas aguas, su distribución y control, así como la prevención de su cantidad y calidad para lograr su desarrollo integral sustentable.
- Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, Que establece la preservación y restauración del equilibrio ecológico, así como a la protección al ambiente, en el territorio nacional y las zonas sobre las que la nación ejerce su soberanía y jurisdicción.
- Ley Federal de Derechos - CAPITULO XIV - Derecho por Uso o Aprovechamiento de Bienes del Dominio Público de la Nación como Cuerpos Receptores de las Descargas de Aguas Residuales.
- Ley del Agua para el Estado de Puebla, Regula la participación de las Dependencias y Entidades de la Administración Pública Estatal y Municipal en el ámbito de sus respectivas competencias, en la planeación, administración, explotación, uso, los estudios, proyectos y obras relacionadas con los recursos hídricos en el marco del desarrollo sustentable del Estado de Puebla y la mitigación de adaptación ante el cambio climático.
- NOM-001-SEMARNAT-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- NOM-002-SEMARNAT-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.
- NOM-003-SEMARNAT-1997, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público.

- NOM-052-SEMARNAT-2005, Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos.
- NMX-AA-003-1980, Aguas Residuales-Muestreo.
- NMX-AA-007-SCFI-2000, Análisis de agua. Medición de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- NMX-AA-008-SCFI-2016, Análisis de agua. Medición del pH en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- NMX-AA-030-SCFI-2001, Análisis de agua. Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- NMX-AA-038-SCFI-2001, Análisis de agua. Determinación de turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- NMX-AA-042-SCFI-2015, Análisis de agua. Enumeración de organismos coliformes totales, organismos coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli* – método del número más probable en tubos múltiples.
- NMX-AA-045-SCFI-2001, Análisis de agua. Determinación de color platino cobalto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

VIII. DISEÑO DE INVESTIGACIÓN

8.1 Localización

Este trabajo se realizó la toma de muestra del efluente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) Alseseca-Sur del municipio de Puebla, se localiza en la calle Av. Río Alseseca 16 C.P. 72590, San Francisco Totimehuacan, Puebla, Pue. Con coordenadas $18^{\circ} 57' 16.173''$ N y $98^{\circ} 11' 22.856''$ O. El cuerpo receptor del agua residual es el río Alseseca que desemboca en la Presa Manuel Ávila Camacho (Figura 11).



Figura 11. Mapa hidrológico de la ciudad de Puebla

8.2 Fase de campo

8.2.1 Muestreo de campo

La metodología que se siguió para la toma de muestra compuesta es de acuerdo con las especificaciones de la norma NMX-AA-003-1980 Aguas Residuales-Muestreo, procedentes de la última etapa de tratamiento del agua por la planta tratadora Alseseca Sur. Los recipientes para almacenar las muestras fueron de polietileno con capacidad de un galón, con tapas que proporcionen cierre hermético y etiquetas para poder identificarlas. Se realizaron 3 muestreos en los meses de marzo y junio 2018 y en enero 2019. En cada muestreo se obtuvo una muestra compuesta, conformada al mezclar 6 muestras simples tomadas durante 24 horas en intervalos de 4 horas.

8.3 Fase de laboratorio

En la tabla 4 se muestra los lugares donde se llevaron a cabo los diferentes análisis para esta investigación:

Tabla 4. Lugares donde se realizaron los análisis

Universidad	Laboratorio	Facultad	Análisis
Benemérita Universidad de Puebla (BUAP)	Química Ambiental	Centro de Química-ICUAP, IC-8	Fisicoquímico, síntesis del RBCH, tratamiento fotoquímico y toxicidad
	Química Analítica	Ciencias Químicas, FCQ1	UV-vis y FT-IR
	Micoplasmas	Centro de Investigación en Ciencias Microbiológicas (CICM)-ICUAP, IC11	Microbiológico y compuestos orgánicos en CG-EM
	-	Centro Universitario de Vinculación y Transferencia de Tecnología (CUVyTT)	MEB
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)	Análisis Químicos	Instituto de Química	RMN ¹ H

Nota: Elaboración propia.

*UV-vis = Espectrofotometría ultravioleta visible; *FT-IR = Espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier;

*MEB = Microscopía electrónica de barrido; *RMN ¹H = Espectroscopia de resonancia magnética nuclear protónica

La figura 12 muestra la metodología de la presente investigación, resumiéndose en seis etapas: la síntesis del sensibilizante, su caracterización mediante microscopía electrónica de barrido (MEB), espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier (FT-IR) y espectroscopia de resonancia magnética nuclear protónica (RMN ^1H); caracterización fisicoquímica, microbiológica y toxicológica del efluente y del agua tratada fotoquímicamente; y la evaluación de su actividad fotoquímica al degradar compuestos orgánicos por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (CG-EM).

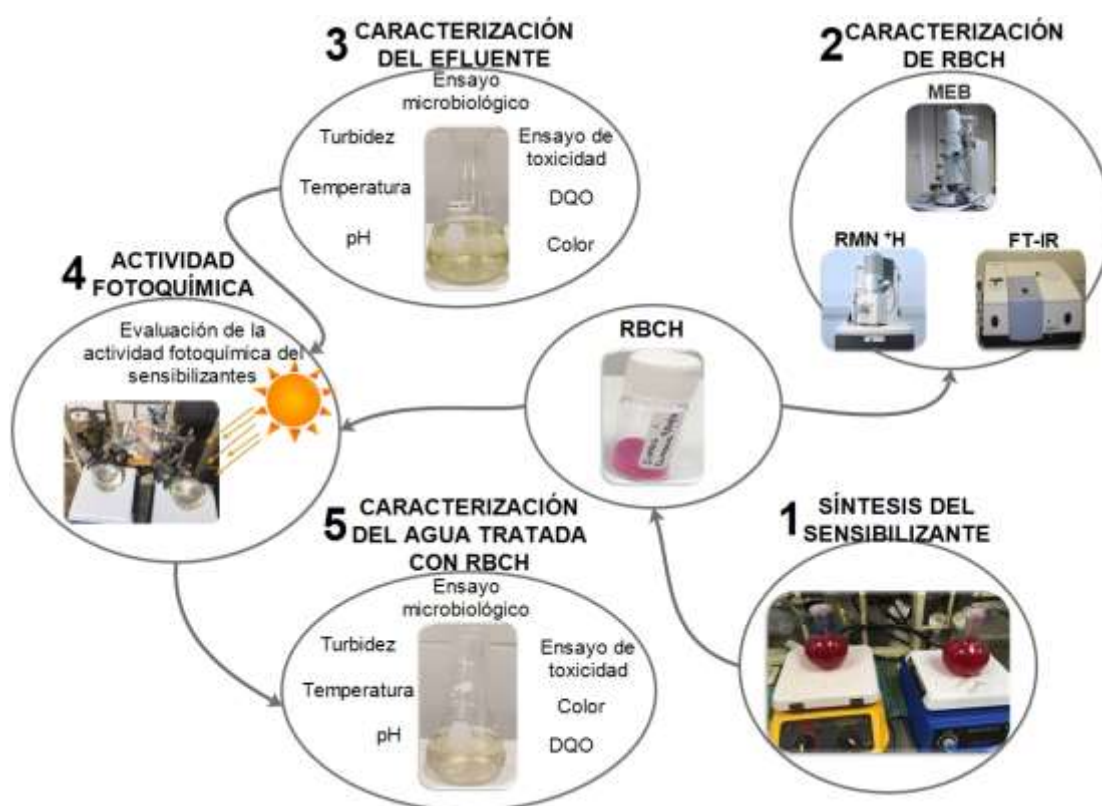


Figura 12. Metodología general empleada en este trabajo de investigación, (elaboración propia)

8.3.1 Síntesis del rosa de bengala con quitosano

Se adquirieron rosa de bengala marca J. T. Baker con un peso molecular de 1,017.62 y quitosano marca Sigma-Aldrich con un peso molecular de 50,000-190,000 Da y un tamaño de partícula de 350 nm, además de contar con un 75-85% de desacetilación. Con respecto a la síntesis del rosa de bengala con quitosano se modificaron las metodologías propuestas por Ferrari et al. (2014) y Moczek, y Nowakowska (2007). Primero se disolvió 1.0 g de quitosano en 80 mL de ácido acético 1.0% hasta quedar homogéneo, se le agregó 20 mL de agua, se ajustó el pH a 6.0 y el sistema se agitó por un periodo de 24 h. Por otro lado, se preparó una solución donde se varió la cantidad de rosa de bengala en 1.0, 1.5 y 2.0% en peso en 20 mL de etanol, con el propósito de introducirlo en la cadena principal del quitosano, dejando reaccionar durante 20 minutos.

Posteriormente, se mezclaron las dos soluciones agitando por 3 h, después se ajustó el pH a 6.0 adicionando NaOH 5.0% agitándolo en ausencia de luz durante 24 h. Al término de las 24 h se precipitó con NaOH 5.0% a un pH de 8.6, el producto obtenido fue filtrado al vacío y lavado con etanol. Se disolvió en ácido acético 1.0% siendo agitado por 24 h en ausencia de luz. Pasando las 24 h se ajustó el pH a 8.6 con NaOH 5.0%, al precipitarse se filtró al vacío y se lavó con etanol. Finalmente, el sólido obtenido se introdujo a una mufla a 30°C hasta remover el exceso del solvente. Al estar seco fue molturado hasta obtener un polvo fino y se almacenó, ver figura 13.

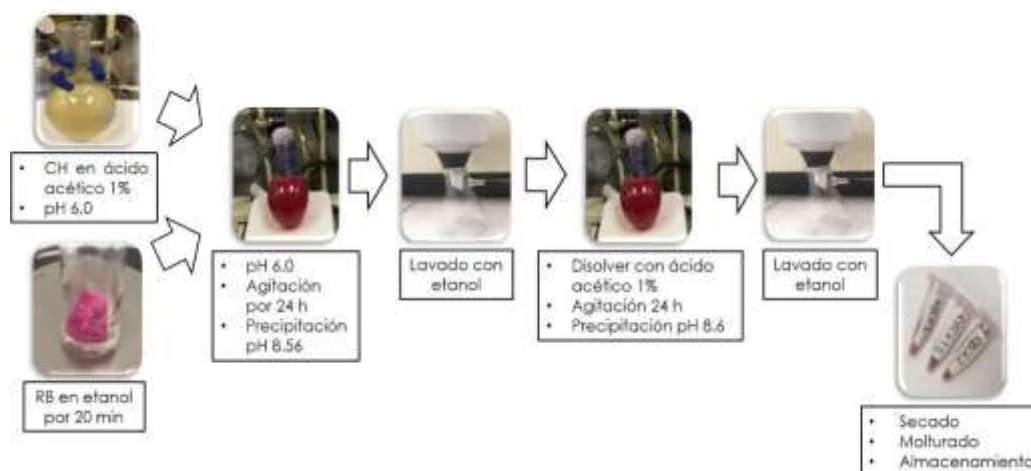


Figura 13. Diagrama de flujo de la síntesis del rosa de bengala con quitosano, (elaboración propia)

8.3.2 Caracterización del sensibilizante sintetizado

Al llevarse a cabo la síntesis del rosa de bengala con quitosano, se realizó su caracterización para elucidar la estructura y composición química, con el propósito de comprobar la formación del enlace amida entre el grupo carboxílico del colorante y el grupo amino del quitosano, como se muestra en la figura 14:

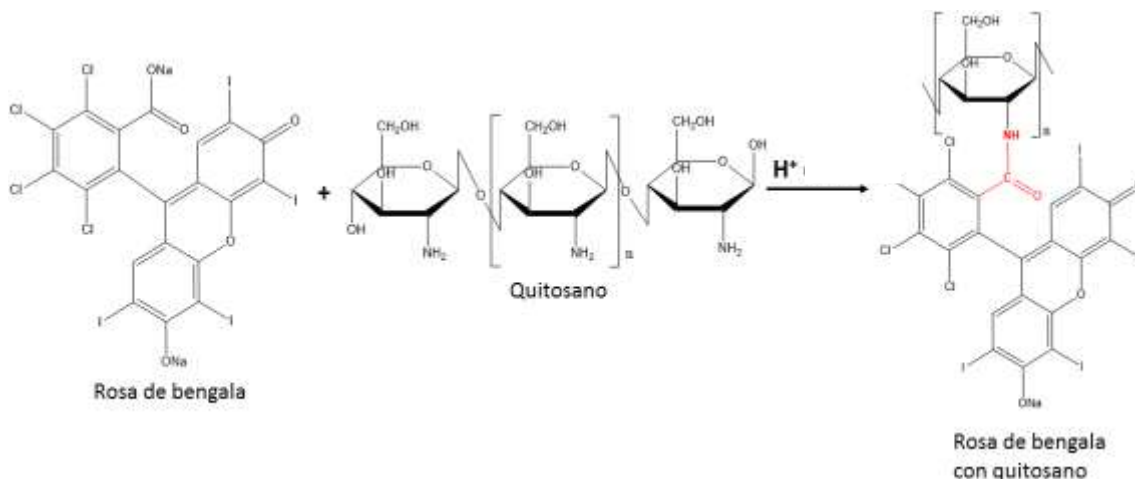


Figura 14. Reacción química del rosa de bengala con quitosano (Ferrari et al., 2014; Moczek y Nowakowska, 2007)

Para este fin se utilizaron diversas técnicas entre las que destacan: microscopia electrónica de barrido (MEB) para determinar la forma y el tamaño de partícula; en el caso para detectar la presencia del enlace amida, se llevaron a cabo análisis por medio de espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier (FT-IR) y espectroscopia de resonancia magnética nuclear protónica (RMN 1H).

8.3.2.1 Microscopia electrónica de barrido (MEB)

De acuerdo a Skoog et al. (2008) la microscopia electrónica de barrido es una técnica de microanálisis, con la función de detectar las partículas emitidas de una superficie sólida que son chocadas por un haz de electrones, proporcionando información morfológica y topográfica de una muestra.

Primero se acondicionó el RBCH seco, se colocó una cinta de doble cara con carbono en un soporte metálico conductor de la electricidad llamado *pin stub*, donde se

inmovilizó la muestra para que no se moviera de lugar. El rosa de bengala al estar soportado en un biopolímero como es el quitosano, tiene la característica de ser un material no conductor, por eso se realizó un recubrimiento de oro de bajo vacío mejorando la conductividad, reduciendo el daño térmico y mejorando la emisión de electrones secundarios que al surgir de una región del mismo orden que el diámetro del haz incidente de electrones proporciona resolución espacial más alta, obteniendo mejores condiciones de imagen.

Posteriormente, se colocaron los *pin stubs* en un soporte especial para que fueran insertados en el equipo JEOL JSM-6610 LV, el cual cuenta con un filamento de tungsteno, opera a 15 V, resolución modo a alto vacío (3.0 nm, 30 kV), un lente súper cónico y detectores de retrodispersados, secundarios y de descomposición química elemental.

8.3.2.2 Espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier (FT-IR)

La espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier es una herramienta multifacética rápida y accesible, aplicada en la determinación cualitativa y cuantitativa de especies moleculares. El analito al ser irradiado con un haz de infrarrojo las moléculas pueden absorber la energía de los fotones ocasionando movimientos vibracionales de cada enlace, apareciendo en el espectrograma bandas a ciertas longitudes de onda. De esta manera se puede conocer la composición de las muestras (Piqué y Vázquez, 2012; Skoog et al., 2008).

Para empezar, se preparó una mezcla entre el RBCH y el bromuro de potasio desecado, que al ser una sal de haluro cuando se somete a presión tiene la propiedad de hacerse transparente o translúcida como el vidrio, también tiene la propiedad de no absorber radiación infrarroja, por lo que solo aparecerán las bandas del analito (Skoog et al., 2008). La mezcla se trituró en un mortero de ágata y se prensó con el fin de formar una pastilla por la que pasó la luz. La pastilla se colocó en el equipo VARIAN SCIMITAR Series, cuenta con detectores de infrarrojos medios, divisores de haz y filtros.

8.3.2.3 Espectroscopia de resonancia magnética nuclear protónica (RMN ¹H)

Teniendo en cuenta que el FT-IR no es específico de un elemento y puede detectar bandas en las mismas frecuencias (Petit y Puskar, 2018), se requirió el uso de la espectroscopia de resonancia magnética nuclear. Es un método espectral basado en la absorción electromagnética de los núcleos del ¹H, para poder identificar la estructura de las moléculas del RBCH (Skoog et al., 2008).

Se disolvieron 10 mg de RBCH en ácido acético-d₄, se filtró, para colocar 0.6 mL de esta solución en un tubo de RMN de 14 cm de longitud y 5 mm de espesor. Como referencia interna se utilizó tetrametilsilano (TMS), el tubo se colocó en el contenedor del equipo Bruker Fourier 300 MHz como referencia interna, el tubo es colocado en el contenedor del equipo Bruker Fourier 300 MHz que cuenta con una sonda de observación ¹H/¹³C de 5 mm (DUL/ES) y un inyector automático SampleXpress de 60 posiciones. Se efectuó la detección de los desplazamientos de la muestra obteniendo un espectro de RMN.

8.3.3 Evaluación de la actividad fotoquímica del RBCH al degradar compuestos orgánicos

Se realizaron ensayos fotoquímicos con radiación solar por un periodo de 8 h y los sensibilizantes sintetizados (1.0, 1.5 y 2.0%). Además, se evaluó la eficiencia de degradación por medio del espectrofotómetro UV-vis, pero al no poder proporcionar la identificación inequívoca de los compuestos orgánicos, se utilizó la cromatografía de gases acoplado a espectrometría de masas (CG-EM). Con el objetivo de identificar los compuestos en el efluente de la planta tratadora y posterior al tratamiento fotoquímico, para corroborar la capacidad de transformación de compuestos orgánicos persistentes.

8.3.3.1 Tratamiento fotoquímico con radiación solar

El tratamiento fotoquímico se llevó a cabo en un reactor solar, compuesto por un matraz balón marca PYREX, hecho de borosilicato con 95% de transmisión UV y capacidad de 1000 mL. Con el propósito de comparar la actividad fotoquímica del material sensibilizado, se variaron las cantidades de RBCH en 100 y 250 mg, para un volumen de muestra de 1 L, realizando cada experimento por triplicado.

El reactor se colocó a una inclinación aproximada de 45° sobre una parrilla y fue irradiado con luz solar por un periodo de 8 h con agitación constante como se muestra en la figura 15, se recolectaron alícuotas de 10 mL y se analizaron en un espectrofotómetro UV-Vis.

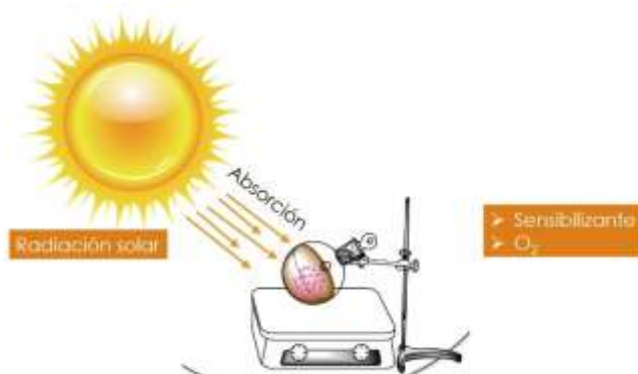


Figura 15. Esquema del tratamiento fotoquímico con radiación solar, (elaboración propia)

El espectrofotómetro UV-vis marca VARIAN modelo Cary 5, cuenta con una lámpara de xenón, un monocromador Czerny-Turner, 2 detectores de diodos de silicio y un intervalo de longitud de onda de 190 a 1100 nm. Con el propósito de poder determinar la cantidad de especies inorgánicas, orgánicas y biológicas, se recurrió a este método de absorción molecular, donde se provoca la transición de electrones que van del estado fundamental a uno de los estados energéticos vibracionales y rotacionales excitados. Siendo, estos los electrones de enlace de las moléculas, por lo que los picos de absorción se pueden correlacionar con los distintos tipos de enlace presentes en el compuesto (Skoog et al., 2008).

8.3.3.2 Identificación de posibles compuestos orgánicos

Para la identificación de compuestos orgánicos en el efluente de la planta tratadora y corroborar la capacidad de transformación de compuestos orgánicos persistentes al emplear el sensibilizante, se determinó por medio de cromatografía de gases acoplado a espectrometría de masas (CG-EM), es una técnica muy útil que permite la identificación de cualquier tipo de compuestos orgánicos presentes en el agua (Gutiérrez y Droguet, 2002). El cromatógrafo empleado es modelo HP-7890 equipado con un espectrómetro de masas 5973N y unas columnas con las siguientes especificaciones: columna DB-5ms, J & W GC Agilent, película de 30 m de longitud x 0.25 mm ID x 0.25 µm (5% fenil)-metilpolisiloxano.

Previamente se efectuó una extracción líquido-líquido de las muestras del efluente y del tratamiento fotoquímico de un volumen de 1 L, se utilizó un solvente moderadamente polar como es el cloroformo para separar los compuestos no polares en particular los hidrocarburos aromáticos, policíclicos, organoclorados, plaguicidas, entre otros que son bioacumulables, persistentes y tóxicos, siendo considerados potencialmente peligrosos para la salud pública y el medio ambiente (Barceló y López, 2008).

Se inyectó 1 µL de cada muestra en modo splitless con la ayuda de un inyector automático de muestras líquido ALS 7683 en el puerto de inyección del sistema GC. La temperatura del horno se ajustó a 56 °C (retención de 4 min), aumentando a 194 °C con una velocidad de 12 °C por minuto (retención de 10 min) hasta 270 °C por 20 min. El inyector y el detector del sistema GC se mantuvieron a 180 °C y 290 °C, respectivamente. Se usó helio como gas portador y la velocidad de flujo se estableció en 1 mL por minuto. Una vez obtenidos los cromatogramas, se compararon con la base de datos de la biblioteca NIST08.

8.3.4 Caracterización fisicoquímica del agua residual

En la caracterización del agua residual se realizó previo y posterior al tratamiento fotoquímico con la finalidad de evaluar los cambios fisicoquímico entre las muestras, tomando en cuenta las normas NOM-001-SEMARNAT-1996, NOM-002-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997, que establecen los límites máximos permisibles de contaminantes de las descargas de aguas residuales, así como los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.

Los parámetros fisicoquímicos que se midieron fueron: temperatura, pH, turbidez, color y demanda química de oxígeno (DQO).

Temperatura y pH. Las determinaciones se llevaron a cabo en el punto de descarga del agua residual con un medidor CONDUCTRONIC modelo PC-16 portátil. Este se calibró con soluciones estándar para garantizar una precisión en las mediciones. El pH de las alícuotas se midió conforme a la NMX-AA-008-SCFI-2016. Por último, conforme a la NMX-AA-007-SCFI-2000 se determinó la temperatura, ya que causa efectos sobre la solubilidad del oxígeno.

Turbidez. La turbidez en agua se debe a la presencia de partículas suspendidas y disueltas, indicando un cambio de calidad. Para su análisis se depositaron las muestras en cubetas de cuarzo de 50 mm de espesor y se insertaron a un fotómetro Merck SQ118 que mide la dispersión de la luz por el agua, con el método 113 y un intervalo de medida de 10 a 400 UNF (unidades nefelométricas de formazina).

Color. El color en el agua puede deberse a la presencia del contenido natural de metales o iones metálicos en disolución, humus o residuos orgánicos, plancton o desechos industriales. Para conocer la intensidad de color en las muestras, primero se introdujeron las muestras en cubetas de cuarzo de 50 mm de espesor y se colocaron en un fotómetro Merck SQ118 que permite medir la absorbancia en una frecuencia de

luz específica, con el método 139, siendo la configuración registrada para este tipo de prueba y un intervalo de 0.5 a 50 m⁻¹.

Demanda Química de Oxígeno (DQO). El método para determinar DQO que es la cantidad de oxígeno necesario en mg/L disuelto en el agua para oxidar químicamente a los contaminantes presentes en la muestra con ayuda de agentes químicos oxidantes (Pütz, 2008). Se usó el test de cubetas N°: 14541 debido a que es un sistema de medida fiable, preciso, práctico, seguro y lo más importante brinda protección al medio ambiente por emplear pequeñas cantidades de reactivo a comparación de la metodología marcada por la norma NMX-AA-030-SCFI-2001.

Las muestras fueron colocadas en un Termorreactor TR320 para su calentamiento por 2 h, transcurrido las 2 h se enfriaron a temperatura ambiente, posteriormente se midió la DQO mediante el Fotómetro NOVA 60, el cual absorbe en una longitud de onda determinada (coeficiente de extinción), cuya intensidad es proporcional a la concentración del compuesto a medir.

8.3.5 Ensayo microbiológico

El procedimiento microbiológico se llevó a cabo en CICM-ICUAP de la BUAP, con la finalidad de cuantificar la carga bacteriana presente en el agua residual, así como en las muestras tratadas fotoquímicamente para calcular la capacidad desinfectante de los tratamientos.

Se realizaron diluciones seriadas en base 10 de caldo infusión cerebro corazón, se hicieron diluciones seriadas de 10⁻³ hasta 10⁻⁶ para poder hacer el recuento microbiano, se incubaron a 37 °C durante 24 h. Al término de este tiempo se midió la absorbancia a 492 nm en un lector de microplacas marca POWEAM modelo WHYM201.

Posteriormente, se sembraron por vertido y estría cruzada en medios agar nutritivo para aislar las colonias, incubándolas a 37 °C durante 24 h, transcurrido este tiempo se cuantificaron las unidades formadoras de colonias por mililitro (UFC mL⁻¹). En la figura 16 se presenta el procedimiento que se siguió en el ensayo microbiológico.



Figura 16. Diagrama de flujo del ensayo microbiológico (elaboración propia)

8.3.6 Ensayo de toxicidad con semillas de lechuga (*Lactuca sativa*)

La calidad del agua vista desde la parte ecotoxicológica es de suma importancia, considerando que al emplearse para la irrigación de cultivos puede afectar la salud humana y animal (Rodríguez Romero et al., 2014). En la actualidad se utilizan diversos bioindicadores de acuerdo con McCarthy y Shugart (1990) son indicadores puntuales y selectos de estrés ambiental, que pueden evaluar y predecir los efectos de las modificaciones ambientales con el propósito de conocer el problema antes de ser irreversible.

En Estados Unidos, Canadá y la Comunidad Europea, se han incluido los ensayos con bioindicadores en su legislación para cuantificar el grado de toxicidad de efluentes industriales, aguas residuales y/o residuos sólidos, para determinar los límites de descarga y los efectos tóxicos sobre los ecosistemas (Bohórquez-Echeverry y Campos-Pinilla, 2007). En México el control de calidad del agua únicamente se basa

en análisis fisicoquímicos y microbiológicos, pero se presenta la necesidad de implementar el análisis de toxicidad en la normativa para identificar sus efectos y alteraciones en la calidad del agua, de tal manera que en las descargas de aguas residuales tratadas se adicione un nivel permisible de toxicidad.

Las semillas de lechuga *Lactuca sativa* son viables como bioindicadores de toxicidad debido a que es una prueba estática rápida, económica y útil en la aplicación de muestras ambientales o en el monitoreo de aguas superficiales, subterráneas, para consumo humano, aguas residuales domésticas e industriales, además de lixiviados de suelos, sedimentos, lodos u otras matrices sólidas (Rodríguez Romero et al., 2014). Permitiendo evaluar el efecto de sustancias tóxicas presentes en concentraciones tan bajas que retardan o inhiben la elongación de la radícula o el hipocótilo, sin embargo, no son suficientes para afectar la germinación (Elizalde et al., 2016).

Por tal motivo en esta investigación se efectuó la medición de toxicidad con la germinación y elongación de radícula e hipocótilo en semillas de lechuga *Lactuca sativa* al ser irrigadas con muestras de agua del efluente de la planta de tratamientos, posterior al tratamiento fotoquímico y de agua purificada, comparando su comportamiento y de esta manera se consiguió establecer si existía contaminación que afecte al ecosistema y la salud pública.

De acuerdo a la metodología propuesta por Sobrero y Ronco (2004), se colocaron en cada caja Petri de plástico estéril un disco de papel filtro AHLSTROM 11 cm de diámetro, se realizaron diluciones en concentraciones de 1.5, 3, 6, 12, 25, 50 y 100% de las muestras del efluente de la PTAR, posterior al tratamiento fotoquímico y un control negativo de agua purificada y como medio de dilución.

Sobre el papel filtro se agregaron 4 mL de cada muestra por triplicado evitando la generación de burbujas, con unas pinzas se colocaron cuidadosamente 20 semillas con espacio suficiente entre ellas para que permitiera la elongación de las raíces, se taparon las cápsulas y se introdujeron en bolsas de plástico con cierre hermético para

evitar pérdida de humedad. Posteriormente, se incubaron por 120 horas (5 días) a una temperatura de 22 ± 2 °C, este periodo es una etapa de gran sensibilidad debido a que ocurren numerosos procesos fisiológicos donde la presencia de sustancias tóxicas puede interferir en el desarrollo normal de la plántula, por lo que la respuesta de esta especie y los datos obtenidos son representativos. Transcurrido el tiempo de incubación se contaron el número de semillas germinadas y se midió cuidadosamente la longitud de la radícula y del hipocótilo mayor a 1 mm, para la generación de resultados (Figura 17).



Figura 17. Metodología para determinación de toxicidad con semilla de lechuga *Lactuca sativa*

Finalmente, con los resultados obtenidos se calculó el porcentaje de la germinación relativa de semillas (GRS), el crecimiento relativo de la radícula (CRR) y el índice de germinación (IG) de acuerdo con Rodríguez Romero et al. (2014) se utilizaron las siguientes ecuaciones.

$$\text{GRS (\%)} = \frac{\text{No. de semillas germinadas con la muestra problema}}{\text{No. de semillas germinadas con la muestra control}} * 100 \quad (1)$$

$$\text{CRR (\%)} = \frac{\text{Long. promedio de la radícula con la muestra problema}}{\text{Long. promedio de la radícula con la muestra control}} * 100 \quad (2)$$

$$\text{IG} = \frac{\text{GRS} * \text{CRR}}{100} \quad (3)$$

US EPA 1996 y OECD 1984 indican la toxicidad que puede haber en las plantas de acuerdo con los resultados de GRS, CRR e IG. En la tabla 5 encuentra la clasificación de la toxicidad respecto a los intervalos de porcentajes.

Tabla 5. Escala de clasificación de toxicidad

Criterio	Clasificación
> 90%	No tóxica
75-90%	Tóxica
< 75%	Muy tóxica

Nota. Recuperado de US EPA 1996 y OECD 1984

8.4 Análisis estadísticos

Se utilizó un análisis de varianza ANOVA con su prueba múltiple de Tukey para comparar las medias de las variables respuestas como turbidez, color, DQO, UFC/mL y longitud de la radícula e hipocótilo (LR y LH). En cuanto a las variables no paramétricas como el porcentaje de degradación, pH, porcentaje de germinación relativa de la semilla (GRS), crecimiento relativo de la radícula (CRR) e índice de germinación (IG), se aplicó la prueba Kruskal-Wallis con su prueba múltiple de Dunns, ambos con un 95% de confianza (Software GraphPad InStat versión 2.04).

IX. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

9.1 Síntesis y caracterización del rosa de bengala-quitosano

Se realizó la síntesis del sensibilizante, modificando el procedimiento descrito en las investigaciones propuestas por Ferrari et al. (2014) y Moczek, y Nowakowska (2007). Respecto a la concentración del rosa de bengala, se consideraron los resultados obtenidos por Cooper y Goswami (2002), donde emplearon diversas concentraciones que van desde 0.01 hasta 10 mg L⁻¹ del rosa de bengala, obteniendo óptimos resultados tanto para degradar compuestos químicos como para eliminar coliformes. Por tal motivo, las concentraciones de rosa de bengala empleadas fueron 1.0, 1.5 y 2.0% peso reaccionando en un medio ácido para fijarlo en la cadena principal del quitosano (RBCH).

Al realizarse la síntesis química de los tres sensibilizantes se obtuvo polvos finos de color rosa pálido, clasificándolos como RBCH2, RBCH1.5 y RBCH1, (Figura 18). Posteriormente, los sensibilizantes se caracterizaron mediante microscopía electrónica de barrido (MEB) para conocer su morfología y tamaño de partícula, y con la finalidad de detectar la formación del enlace amida entre el grupo carboxílico del rosa de bengala y el grupo amino del quitosano, se efectuaron los análisis por medio de espectrometría infrarroja con transformada de Fourier (FT-IR) y resonancia magnética nuclear protónica (RMN ¹H).



Figura 18. Rosa de bengala sintetizado con quitosano

9.1.1 Microscopía Electrónica de Barrido (MEB)

En la figura 19, se muestran las micrografías MEB a 1000X del quitosano y rosa de bengala con quitosano. Se puede apreciar en la micrografía del quitosano un aspecto característico del grado comercial, como es la forma heterogénea, superficie rugosa y tamaño variable de 10 μM . En cambio, la micrografía del sensibilizante RBCH indica una morfología parecida al quitosano comercial, pero se nota una diferencia respecto a la superficie, donde se localizan estructuras nuevas que son atribuidas al rosa de bengala.

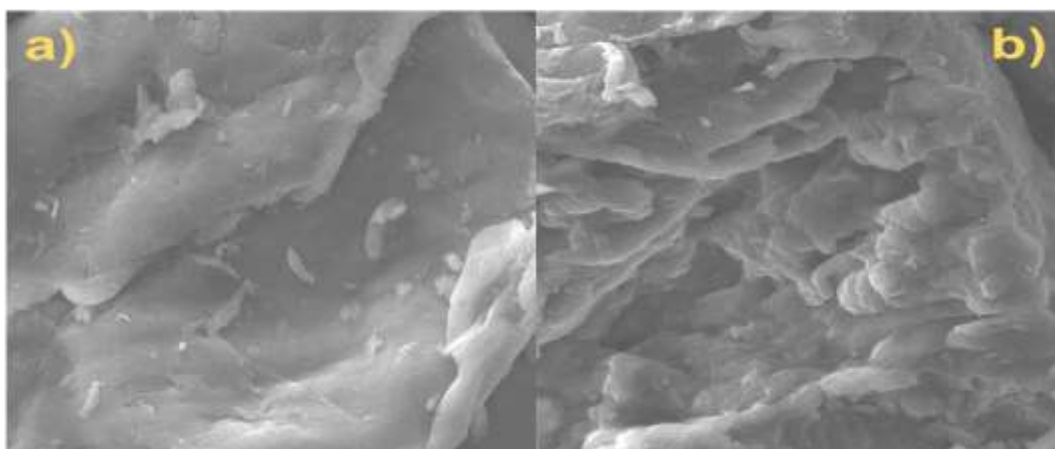


Figura 19. Micrografías a 1000X, a) muestra de quitosano particulado de forma heterogénea, rugoso y tamaño variable de 10 μM y b) estructuras nuevas sobre la superficie del quitosano

9.1.2 Espectrometría Infrarroja con transformada de Fourier (FT-IR)

Los espectros FT-IR del sensibilizante RBCH muestra (figura 20), una banda ancha característica entre 3400-3600 cm^{-1} debido al estiramiento del grupo funcional NH atribuida a la amida y el enlace OH, muestra una frecuencia de estiramiento a 1655 cm^{-1} que se asigna al carbonilo de la amida formada entre el quitosano y el rosa de bengala, en 1595 cm^{-1} se observa una deformación angular debido a las unidades N-H acetiladas.

Una banda característica correspondiente a la estructura de los sacáridos ($1000-1200\text{ cm}^{-1}$). Estos resultados son semejantes a los obtenidos en las investigaciones de Wang et al., (2011) y Shrestha et al., (2014).

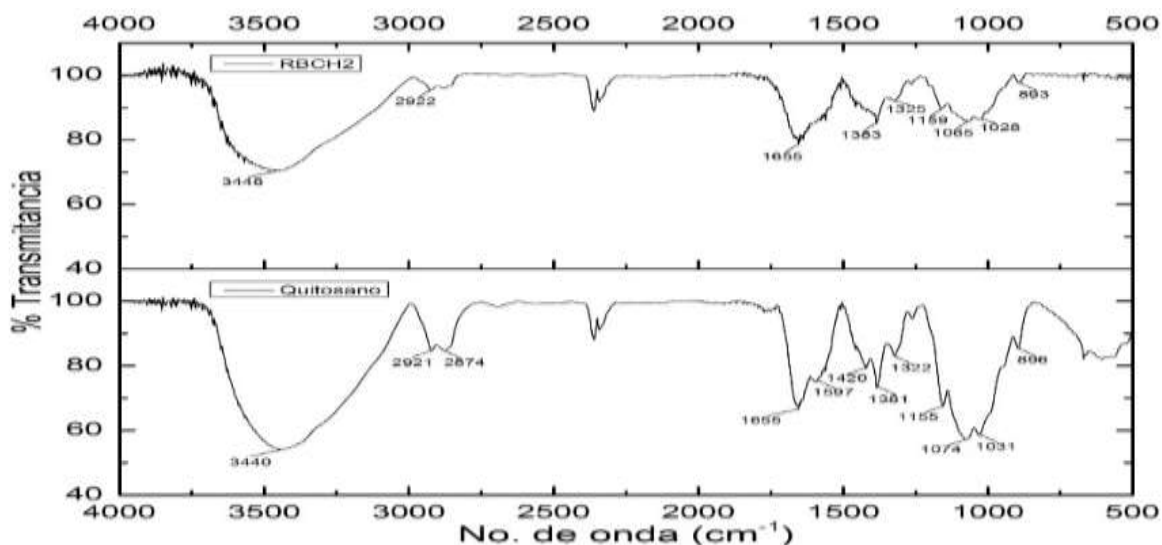


Figura 20. Comparación de espectros obtenidos por FT-IR del RBCH y quitosano

Un resumen de las bandas observadas y sus correspondientes enlaces es:

νNH_2	3000 – 3700	banda ancha	} con asociación de enlace de hidrógeno
νOH	3000 – 3700	banda ancha	
νCH (sp^3)	2922	banda ancha	
amida ($\nu\text{C}=\text{O}$)	asimétrica	1655	simple
amida ($\nu\text{C}=\text{O}$)	simétrica	1597	simple
CH, flexión, CH_2 , meneo, CH_3 torsión,	1383	ancha,	1325 simple
$\nu\text{C}-\text{C}$, $\nu\text{C}-\text{OH}$, $\nu\text{C}-\text{NH}_2$,	1159	simple,	1065 simple y fuerte, 1028 simple y fuerte
ν anillo $\text{C}-\text{O}-\text{C}$ enlaces de anillo glucosídico,	893		

9.1.3 Resonancia magnética nuclear protónica (RMN ^1H)

En el espectro de RMN para el RBCH se evidencia un singlete a 2.86 ppm, correspondiente a los protones del carbono 2, una señal múltiple centrada en 3.63 ppm es asignada al H unido al carbono 3, en 3.8 ppm aparece una señal simple asignada al H soportado en el carbono 4, en 3.56 ppm se observa una señal simple que se

asigna al H del carbono 5, en 3.71 ppm aparece una señal simple debida al H soportado en el carbono 6, como los hidrógenos del carbono 6 son enantiotópicos, aparece la señal del otro H en 3.88 ppm, e, 4.42 ppm aparece la señal correspondiente al H sostenido al carbono 1. En 8.03 y 8.2 ppm aparece una señal muy pequeñas (por su baja solubilidad) debidas a los H 7 e H 8 que se encuentran en la estructura química aromática, coincidiendo con la investigación realizada en 2007 por Moczek y Nowakowska.

La figura 21, presenta la distribución de estas señales, desafortunadamente no fue posible calcular las integrales debido a la poca solubilidad del compuesto y si se intentará dejando más tiempo en contacto con el solvente, existe la posibilidad de una hidrólisis ácida.

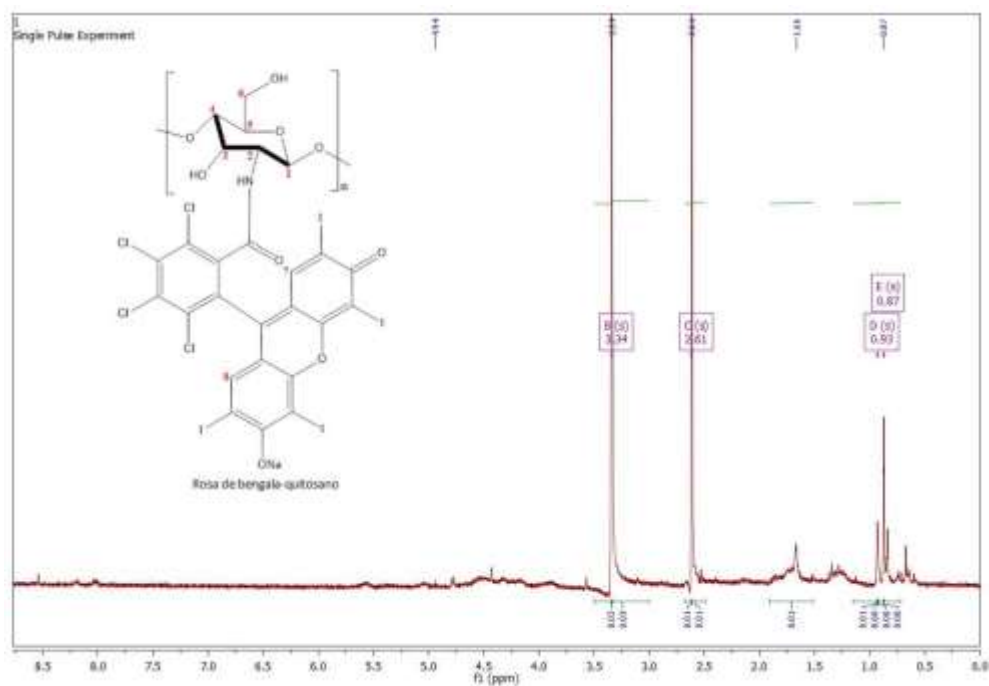


Figura 21. Espectros de resonancia magnética nuclear protónica y estructura química del RBCH

9.2 Tratamiento fotoquímico del efluente

Se efectuaron pruebas fotoquímicas con los sensibilizantes (RBCH2, RBCH1.5 y RBCH2) a diferentes proporciones de 100 y 250 mg L⁻¹. Por separado, se agregaron a un volumen de 1 L de cada muestra de los meses de marzo, junio de 2018 y enero de 2019, sin ser modificado su pH, por ultimo estos fueron irradiados con luz solar tomando en cuenta las horas con un alto índice de radiación (11:00 – 15:00 h). En vista de no cumplir con el periodo establecido de 8 h para la degradación de contaminantes, se colocó por dos días en el horario mencionado.

Para efecto de la representación gráfica de los ensayos se les asignó una clave de identificación, mostrada en la tabla 6.

Tabla 6. Claves asignadas a los tratamientos

Clave asignada	Descripción
T1S	Sin radiación solar con RBCH (1.0%)
T1_100	Radiación solar con RBCH (1.0%) 100 mg L ⁻¹
T1_250	Radiación solar con RBCH (1.0%) 250 mg L ⁻¹
T1.5S	Sin radiación solar con RBCH (1.5%)
T1.5_100	Radiación solar con RBCH (1.5%) 100 mg L ⁻¹
T1.5_250	Radiación solar con RBCH (1.5%) 250 mg L ⁻¹
T2S	Sin radiación solar con RBCH (2.0%)
T2_100	Radiación solar con RBCH (2.0%) 100 mg L ⁻¹
T2_250	Radiación solar con RBCH (2.0%) 250 mg L ⁻¹

En las figuras 22, se observan los espectrogramas leídos en la región UV-vis en un intervalo de longitud de onda de 200 a 450 nm. De acuerdo con la Ley de Lambert-Beer la absorbancia y la concentración están relacionadas con el área bajo el espectro, por lo cual si disminuye el área de igual modo la concentración de los contaminantes.

Con el propósito de conocer si los sensibilizantes cuentan con la propiedad de ser materiales adsorbentes debido al tamaño de partícula de 10 µM, la superficie rugosa y tomando en cuenta que el quitosano es considerado un material adsorbente por los grupos aminos libres teniendo una gran afinidad por algunos contaminantes (Balanta et al., 2010; Tejada-Tovar et al., 2015), los experimentos fueron colocados por 30 min

en agitación sin radiación solar para no generar la formación del oxígeno singlete. Al finalizar este periodo, se observa en la figura 22, una mayor absorbancia al compararlos con efluente, debido a su composición orgánica y considerando que hubo una inserción de los grupos carboxílicos del colorante en la matriz del quitosano ocasionando una disminución en el número de grupos aminos en la estructura del RBCH, cambiando su naturaleza de adsorber algunos contaminantes (Sánchez-Duarte et al., 2017). Además, se debe considerar un factor importante para lograr el proceso de adsorción que es el pH, donde a un pH superior de 4.5 se adsorben cationes y para la adsorción de aniones se requiere valores bajos de entre 4.5 y 4.0 (Kuyucak y Volesky, 1989); Tejada-Tovar et al., 2015). En relación con lo anterior, las muestras de agua del efluente se mantuvieron a un pH 8.25 ± 0.21 siendo un medio no óptimo para la remoción de contaminantes.

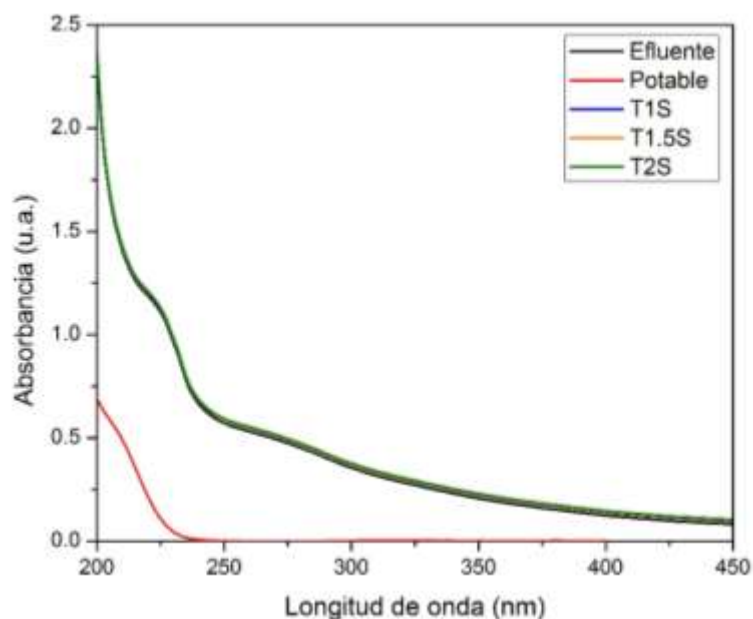


Figura 22. Espectrograma UV-vis sensibilizantes sin radiación solar

Al finalizar el tratamiento fotoquímico se redujo notablemente las áreas en los espectros, debido a la transformación química de los compuestos orgánicos, comprobando la eficiencia de los sensibilizantes, en la figura 23 a) se comparan las diferentes concentraciones (1.0, 1.5 y 2.0%) a una proporción de 250 mg de RBCH y

la figura 23 b) con las mismas concentraciones ya mencionadas pero a una proporción de 100 mg de RBCH y por último se compararon los espectros que obtuvieron menor absorción de cada proporción siendo la más eficiente el tratamiento de 100 mg del compuesto de rosa de bengala 1.0% en quitosano por un litro de muestra.

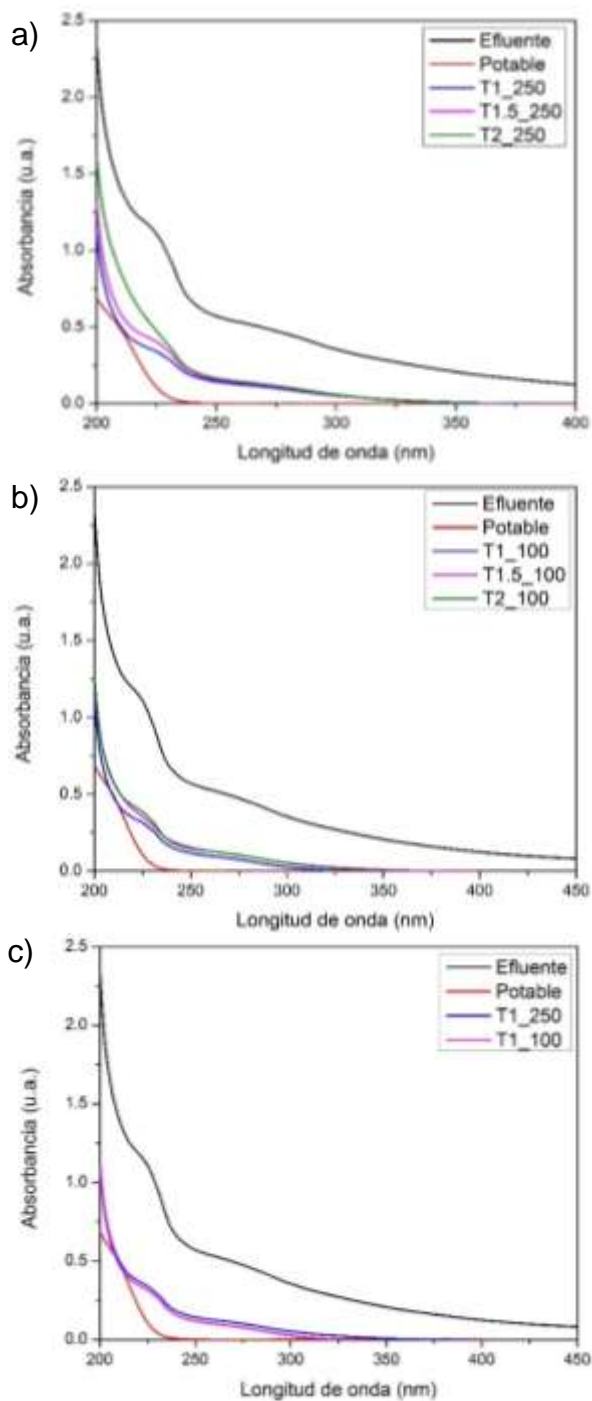


Figura 23. Espectrogramas UV-vis de los sensibilizantes a 1.0, 1.5 y 2.0% a) proporciones de 250 mg; b) proporciones de 100 mg y c) comparación entre los tratamientos T1_250 y T1_100

En la tabla 7, se muestran los resultados de las 3 repeticiones realizadas de cada experimento. Se utilizó el agua potable como punto de referencia para calcular los porcentajes de degradación alcanzados con cada uno de los sensibilizantes después de 8 h de reacción, siendo un tiempo pertinente porque en la investigación de Marín et al. (2011) recomienda más de 5 h para lograr el 80% de la degradación de los contaminantes, en este caso solo se logró un 75.75% de degradación. Mediante el análisis estadístico se comparó cada uno de los experimentos para conocer cuál es el más eficiente, dando como resultado $P > 0.05$, por lo que no hubo diferencia significativa entre los tratamientos.

Tabla 7. Porcentaje de degradación posterior al tratamiento fotoquímico durante 8 h

	Tratamiento fotoquímico					
	T2_250	T2_100	T1.5_250	T1.5_100	T1.5_100	T1_100
% de degradación	71.33 ± 5.93	75.75 ± 10.57	70.50 ± 11.07	73.59 ± 12.14	67.10 ± 17.24	74.48 ± 17.42

Los valores mostrados son la media de 3 repeticiones de cada ensayo más la desviación estándar, valores que no mostraron diferencia significativa ($P > 0.05$)

9.2.1 Identificación de posibles compuestos orgánicos

En la tabla 8, se recopila la información de los compuestos detectados en proporciones más altas previo y posterior al tratamiento fotoquímico, grupo funcional, la descripción de algunas características tóxicas respecto a la salud y el porcentaje detectado en el extracto ya enriquecido. Es necesario destacar que se identificaron en la muestra inicial 4 compuestos volátiles que son en general hidrocarburos aromáticos, ésteres y aminas, uno de ellos es el 1,2-benzisotiazol-3-amina que puede causar dermatitis alérgica al estar en contacto con las personas. Es una sustancia conservante usada en pinturas en emulsión, soluciones de procesamiento fotográfico, productos de limpieza del hogar y cuidado del automóvil, soluciones de acabado textil y plaguicidas (Schwensen et al., 2015).

Pero al ser tratada fotoquímicamente solo fueron detectados 2 compuestos intermediarios pertenecientes al grupo funcional amina, estos no representan un riesgo de toxicidad o peligro, en la investigación realizada por Marín et al. (2011) menciona

que al usar fotosensibilizadores orgánicos solo se obtienen compuestos altamente oxidados y/o fragmentados, que pueden ser menos tóxicos y más adecuados para un tratamiento biológico posterior, pero Jemli et al. (2002) recomienda aumentar el tiempo de irradiación o mejorando el desempeño del sensibilizante con el propósito de lograr una mineralización completa.

Tabla 8. Compuestos orgánicos presentes en el efluente previo y posterior al tratamiento fotoquímico

Muestra	Compuesto	Grupo funcional	Característica	Porcentaje detectado
Efluente de la PTAR	6-(4-etoxifenil)-3-metil-4-oxo-4,5,6,7-tetrahidro-1-H-indol-2-carboxilato de isopropilo	Ester	Toxicidad no determinada	1.94
	2-butanamina	Amina	El contacto prolongado con la piel puede producir dermatitis. Ataca el estaño, aluminio y algunos aceros.	6.51
	2,4-dimetilbenzo[h]quinolina	Hidrocarburo aromático	Toxicidad no determinada	1.91
Posterior al tratamiento fotoquímico	1,2-benzisotiazol-3-amina	Amina aromática heterocíclica	Causa irritación en la piel y tracto respiratorio	2.10
	2-pentamina	Amina	Toxicidad no determinada	6.69
	Octilmetilamina	Amina	Líquido transparente incoloro corrosivo.	8.38

9.3 Caracterización fisicoquímica del agua

9.3.1 Caracterización fisicoquímica del influente y del efluente de la PTAR

La caracterización fisicoquímica se realizó en el influente y el efluente de la planta tratadora de aguas residuales, obteniendo los resultados mostrados en la tabla 9. Cabe mencionar que CONAGUA proporcionó los datos de los meses marzo y junio de 2018, de sus cinco puntos de monitoreo localizados en el río Alseseca, previo de ingresar a la planta de tratamientos y en el caso de los datos del efluente se efectuaron muestreos los meses de marzo, junio de 2018 y enero 2019, se analizaron en el laboratorio. Con

el fin de conocer la eficiencia del proceso primario avanzado que proporciona la PTAR “Alseseca-Sur”. Además, de comprobar que los parámetros fisicoquímicos de las muestras provenientes del efluente no presentan variación, a causa de los diversos factores de contaminación que impactan al cuerpo de agua, como son la calidad de las descargas de agua (industrial y/o doméstica), el comportamiento del clima, la cobertura vegetal y los cambios del uso del suelo, entre otros.

En relación con las estaciones meteorológicas en el mes de marzo fue temporada de estiaje registrándose mayores concentraciones como es en el influente y efluente, debido que a menor precipitación los nutrientes y otros contaminantes se concentran (Parry et al., 2007). En junio fue temporada de lluvias de acuerdo al estado del clima de 2018, se informó una precipitación media de 158 mm aumentando la solubilidad de los compuestos orgánicos disminuyendo las reacciones químicas en el río, pero al ser erosionados los suelos ocasiona el incremento en la cantidad de compuestos, y en consecuencia en el color (Leal et al., 2008), por último el mes de enero de 2019 fue temporada gélida registrándose los datos del efluente de la planta en la tabla 9.

Al comparar los valores del influente y del efluente de la PTAR, por medio de un análisis estadístico de varianza (ANOVA) demostró que los parámetros pH, DQO, turbidez y color son significativos ($P < 0.05$), por consiguiente, el tratamiento primario avanzado de la PTAR Alseseca-Sur es viable para la disminución de partículas suspendidas, residuos orgánicos coloreados en suspensión y materias oxidables en el agua.

Tabla 9. Caracterización fisicoquímica del influente y del efluente

Parámetro	Influente			Promedio	Efluente			Promedio
	2018		Promedio		2018		2019 Enero	
	Marzo	Junio			Marzo	Junio		
Temp. (°C)	20.18 ± 1.50	20.20 ± 1.53	20.19 ± 1.54	23.70	23.00	22.20	22.97 ± 0.75	
pH	7.29 ± 0.24	7.28 ± 0.25	7.28 ± 0.25	8.32	8.02	8.42	8.25 ± 0.21	
DQO (mg L ⁻¹)	938.33 ± 377.61	516.73 ± 137.30	727.53 ± 348.03	231.00	187.00	196.00	204.67 ± 23.24	
Turbidez (UNF)	386.20 ± 251.29	161.40 ± 27.66	273.8 ± 206.01	24.00	34.00	10.00	21.33 ± 12.05	
Color (m ⁻¹)	190.00 ± 41.83	200.00 ± 50.00	195.00 ± 43.78	5.00	5.90	2.60	4.50 ± 1.70	

9.3.2 Caracterización fisicoquímica del efluente previo y posterior al tratamiento fotoquímico

En relación con los datos obtenidos al realizarse los análisis fisicoquímicos de las muestras del efluente previo y posterior del tratamiento fotoquímico, se recopilan en la tabla 10. En donde el parámetro turbidez de acuerdo con la norma NMX-AA-038-SCFI-2001 se debe a la presencia de partículas suspendidas y disueltas como materia orgánica e inorgánica finamente dividida, así como compuestos solubles coloridos. Aunque no existen intervalos de valores para este parámetro que sirvan de base para su interpretación, se presentó una reducción considerable con respecto a la calidad del agua hasta 53% con el tratamiento fotoquímico de 100 mg del compuesto de rosa de bengala al 2.0% en quitosano por un litro de muestra (T2_100), y a pesar de obtener buenos resultados, al realizarse el análisis estadístico no se detectó una diferencia significativa ($P>0.05$).

En cuanto a la NMX-AA-045-SCFI-2001 menciona el parámetro color se debe, fundamentalmente por residuos orgánicos coloreados en suspensión o disueltos, con respecto al tratamiento fotoquímico de 100 mg del compuesto de rosa de bengala al 1.0% en quitosano por un litro de muestra (T1_100) redujo el color hasta un 53%, pero en ninguno de los tratamientos fotoquímicos presenta diferencia significativa con la muestra del efluente ($P>0.05$).

En el trabajo de Cooper y Goswami, (2002) usaron rosa de bengala para fotodregadar compuestos orgánicos a un pH 7 y 10 demostrando que no fue un factor significativo, en base a esta información los experimentos en esta investigación, no fue necesario ajustar el pH, quedando con los valores iniciales de 8.25 ± 0.21 . Al realizarse el tratamiento fotoquímico, las muestras presentaron un aumento del 2.4% debido al aporte de iones hidroxilo (OH^-) o algún otro ion o molécula provocado por el RBCH. Por otra parte, en el análisis estadístico no mostró diferencia significativa ($P>0.05$).

Tabla 10. Caracterización fisicoquímica del efluente previo y posterior al tratamiento fotoquímico

Parámetro	Efluente de la PTAR	Posterior al tratamiento fotoquímico					
		T2_250	T2_100	T1.5_250	T1.5_100	T1_250	T1_100
Temp. (°C)	22.97 ± 0.75	24.03 ± 0.57	23.80 ± 0.72	24.33 ± 0.12	23.53 ± 0.25	24.10 ± 0.43	23.73 ± 0.66
pH	8.25 ± 0.21	8.44 ± 0.23	8.35 ± 0.07	8.44 ± 0.19	8.40 ± 0.03	8.45 ± 0.26	8.24 ± 0.14
DQO (mg L ⁻¹)	204.67 ± 23.24	59.54 ± 19.31	51.11 ± 28.20	61.51 ± 28.52	55.76 ± 32.12	69.08 ± 41.91	54.78 ± 43.64
Turbidez (UNF)	21.33 ± 12.05	11.67 ± 8.74	10.00 ± 6.53	13.67 ± 11.08	15.67 ± 11.58	18.67 ± 13.20	15.33 ± 8.58
Color (m ⁻¹)	4.50 ± 1.70	3.73 ± 2.95	2.77 ± 1.40	3.73 ± 2.41	3.20 ± 1.56	4.07 ± 2.20	2.13 ± 0.77

*T2_250: Radiación solar con RBCH (2%) 250 mg L⁻¹; *T2_100: Radiación solar con RBCH (2%) 100 mg L⁻¹; *T1.5_250: Radiación solar con RBCH (1.5%) 250 mg L⁻¹; *T1.5_100: Radiación solar con RBCH (1.5%) 100 mg L⁻¹; *T1_250: Radiación solar con RBCH (1%) 250 mg L⁻¹; *T1_100: Radiación solar con RBCH (1%) 100 mg L⁻¹

De acuerdo con los criterios de CONAGUA 2017, la calidad del agua se puede establecer con base a la demanda química de oxígeno (DQO), demanda biológica de oxígeno a 5 días (DBO_5) y los sólidos suspendidos totales (SST), son indicadores del seguimiento de la calidad del agua.

Para esta investigación, se utilizó la DQO como indicador de calidad del agua, por ser una prueba más práctica y rápida para describir los cambios en la concentración del efluente previo y posterior al tratamiento fotoquímico, donde los valores por encima de 200 mg L^{-1} son clasificados como fuertemente contaminada. Como es el caso del efluente previo al tratamiento fotoquímico (204.67 ± 23.24), indicando la presencia potencial de compuestos orgánicos no biodegradables persistentes. En cambio, al llevarse a cabo el tratamiento fotoquímico, se clasificó como contaminada por los valores encontrados entre $40\text{-}200 \text{ mg L}^{-1}$, figura 24. En el análisis estadístico de varianza no mostró significancia entre los valores ($P > 0.05$).

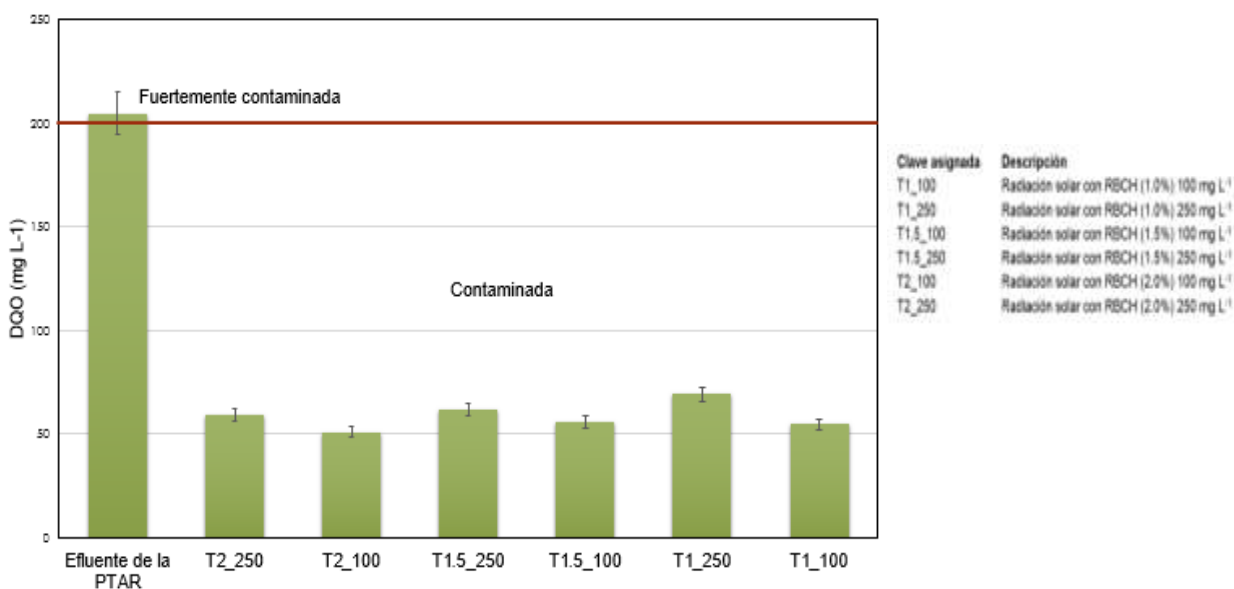


Figura 24. Caracterización de demanda química de oxígeno del efluente previo y posterior al tratamiento fotoquímico de acuerdo a CONAGUA (2017)

Concluyendo que el tratamiento propuesto efectivamente disminuye el grado de contaminación del agua, y aunque no existe un gran cambio en las concentraciones de DQO, estos se encuentran dentro de la normativa aplicable mexicana.

Todavía cabe señalar el conocimiento por parte de las autoridades sobre la problemática en la calidad del agua en el río Alseseca, dado que en el Diagnóstico de calidad del agua superficial con base a Demanda Química de Oxígeno por parte de CONAGUA 2017, se encuentra clasificada antes y después de ser procesada por la planta tratadora “Alseseca-Sur” como fuertemente contaminada con concentraciones de 727.30 y 386.16 mg L⁻¹ respectivamente. Esta problemática se ha presentado desde el 2011 de acuerdo a CONAGUA, siendo evidente la existencia de un bajo nivel en el tratamiento primario avanzado, a consecuencia de la influencia de sustancias en las aguas residuales, incrementando el riesgo y las afectaciones a la salud pública de la ciudad de Puebla (Montero et al., 2006).

Considerando todo lo anterior, una de las consecuencias de esta situación ha sido el rezago de México en términos de la regulación y eficacia en los tratamientos ofrecidos por las plantas tratadoras de aguas residuales. Otros factores que pueden estar implicados son:

- El cambio de composición de las aguas residuales, provocando mezclas de sustancias cada vez más complejas y peligrosas, al poseer un gran número de contaminantes producto del desarrollo industrial de las últimas décadas.
- La Norma Oficial Mexicana establece límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (NOM-001-SEMARNAT-1996), ha demostrado ser insuficiente. Al establecer una calidad mínima, sin tomar en cuenta las características y el comportamiento de los cuerpos de agua, quienes son receptores de las aguas residuales, ni la variedad de contaminantes que existen en ellas, lo que ha propiciado un retraso histórico en la evaluación de los sistemas y procesos de tratamiento.

9.4 Cuantificación de carga bacteriana

Con la finalidad de corroborar la inactivación bacteriana se compararon las muestras de la planta tratadora y la tratada fotoquímicamente. El procedimiento se realizó por triplicado, para la medición de la absorbancia y la cuantificación de UFC mL⁻¹, se

efectuó una inoculación de 100 μL de muestra de la planta tratadora en 900 μL de caldo infusión cerebro-corazón, prosiguiendo con las diluciones seriadas en factor 1:10 hasta diluir la muestra 10^{-6} . Por otra parte, para la medición de absorbancia de las muestras del tratamiento fotoquímico, se inocularon 1 mL de muestra en 1 mL de caldo infusión cerebro-corazón incubándose a 37 °C durante 24 h. Al término de este tiempo se presentó turbidez característica del crecimiento bacteriano como se observa en la figura 25.



Figura 25. Caldo infusión cerebro-corazón inoculado con las diferentes muestras

Para la medición de absorbancia se colocaron 200 μL de cada muestra en una microplaca de 96 pozos, realizándose la lectura de absorbancia a 492 nm en un lector de microplacas (Figura 26).



Figura 26. Lector de microplacas POWEAM WHYM201

En el recuento de unidades formadoras de colonias se sembraron los cultivos obtenidos por vertido y por estría cruzada en placas de agar nutritivo, con el propósito de aislar microorganismos, incubando a 37 °C durante 24 h, transcurrido este tiempo se cuantificaron las UFC mL⁻¹ de cada muestra (Figura 27).



Figura 27. UFC en la dilución 10⁻⁶ de la muestra tratada fotoquímicamente

En la tabla 11, se muestran las UFC mL⁻¹ y los valores de absorbancia en las diluciones de la muestra del efluente. Se puede observar en las muestras a medida que se reduce su concentración ejercen una disminución progresiva en los valores de UFC mL⁻¹ y de absorbancia, indicando que son directamente proporcionales a la concentración.

Tabla 11. Unidades formadoras de colonias y absorbancia por dilución del efluente de la planta

Muestra	Diluciones	Absorbancia	UFC mL ⁻¹
Efluente de la PTAR	10	1.066	108x10 ⁶
	10 ⁻¹	0.870	108x10 ⁵
	10 ⁻²	0.672	108x10 ⁴
	10 ⁻³	0.549	108x10 ³
	10 ⁻⁴	0.388	108x10 ²
	10 ⁻⁵	0.342	1080
	10 ⁻⁶	0.057	108

En la figura 28, se utilizó la ecuación de la línea recta buscando correlacionar los valores de cada una de las absorbancias y las UFC mL⁻¹ (Escobar et al., 2010) confirmando la viabilidad del método para la cuantificación de bacterias presentes en las muestras tratadas fotoquímicamente de acuerdo a la absorbancia, como se aprecia en la tabla 12.

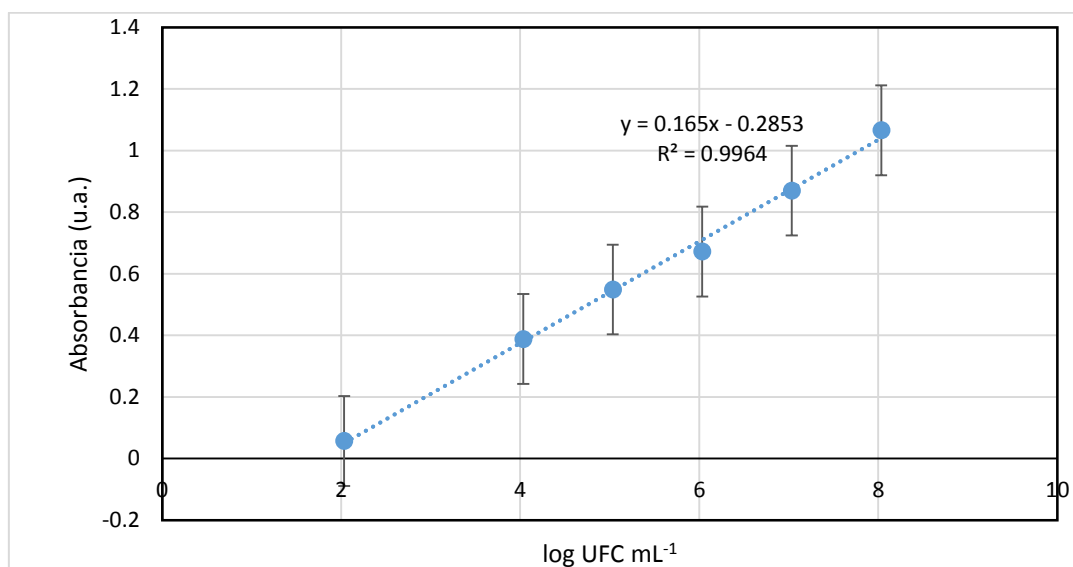


Figura 28. Curva de calibración absorbancia contra Log [UFC mL⁻¹], donde la línea punteada es la regresión lineal y la línea sólida son los valores obtenidos del efluente de la PTAR

Tabla 12. Resultados obtenidos al emplear la evaluación de la línea recta

Parámetro	Efluente de la PTAR	Posterior al tratamiento fotoquímico					
		T2_250	T2_100	T1.5_250	T1.5_100	T1_250	T1_100
Abs	1.06 ± 0.03	0.96 ± 0.01	0.72 ± 0.01	0.83 ± 0.01	0.66 ± 0.01	0.88 ± 0.01	0.70 ± 0.01
UFC/mL	108x10 ⁶ ± 41	4x10 ⁷ ± 30	1x10 ⁶ ± 30	6x10 ⁶ ± 30	4x10⁵ ± 30	1x10 ⁷ ± 30	8x10 ⁵ ± 30

Aplicación del modelo de regresión lineal, $Abs = 0.165 * \log[UFC/mL] - 0.2853$

*T2_250: Radiación solar con RBCH (2%) 250 mg L⁻¹; *T2_100: Radiación solar con RBCH (2%) 100 mg L⁻¹; *T1.5_250: Radiación solar con RBCH (1.5%) 250 mg L⁻¹; *T1.5_100: Radiación solar con RBCH (1.5%) 100 mg L⁻¹; *T1_250: Radiación solar con RBCH (1%) 250 mg L⁻¹; *T1_100: Radiación solar con RBCH (1%) 100 mg L⁻¹

Utilizando la ecuación 4 puede determinarse, mediante medidas de absorbancia, el número de unidades formadoras de colonias, de este tipo de agua.

$$y = 0.165x - 0.2853 \quad (4)$$

De acuerdo con los resultados al comparar la muestra previa y la posterior al tratamiento fotoquímico se presentó una disminución mínima de la carga bacteriana, datos similares a otras investigaciones, donde se utilizó solo rosa de bengala. Cooper y Goswami (2002), reportaron una reducción de coliformes del 21%; y Jemli (2002), al emplear un colector solar por un periodo de 10 a 240 min, logrando inactivar un 99% de las bacterias Gram positivas, pero no presentaron inactivación las Gram negativas.

Al realizar el análisis estadístico se presentó diferencia significativa ($P < 0.05$) entre el agua del efluente y los tratamientos fotoquímicos de 100 mg del compuesto de rosa de bengala al 1.5% en quitosano por un litro de muestra (T1.5_100) y el de 100 mg del compuesto de rosa de bengala al 1.0% en quitosano por un litro de muestra (T1_100). Al compararlos se obtuvo un rendimiento mayor en el tratamiento T1.5_100 al conseguir una inactivación del 10% de las bacterias presentes en el agua del efluente.

Sin embargo, no se logró una inactivación completa posiblemente al emplearse agua residual, considerando que esta contiene una carga considerable de diversos microorganismos por lo que es difícil desactivarlos simultáneamente, además depende de la dosis de radiación solar, que al no ser suficiente probablemente se activa el mecanismo de reparación del ADN de las bacterias durante el almacenamiento de las muestras, por lo que es recomendable aumentar el tiempo de irradiación mejorando la inactivación de la carga bacteriana (McGuigan et al., 2012; Ryberg et al., 2018)

A pesar de lo anterior, el tratamiento con RBCH demostró una inactivación parcial posiblemente logró afectar las propiedades de desinfección de sus compuestos como es el quitosano, que posee efectos antimicrobianos dependiendo de su mecanismo de acción tanto en las bacterias Gram negativas como Gram positivas al desestabilizar sus estructuras externas, generando un rompimiento o lisis perdiendo compuestos proteicos y soluciones minerales desde su interior (Jemli et al., 2002; Manjón et al., 2000).

De igual modo el rosa de bengala al ser irradiado con luz solar produce oxígeno singlete que es susceptible a reaccionar con biomoléculas presentes en la pared celular de las bacterias, como son los lípidos y proteínas de la membrana, lo que conduciría una inactivación parcial y por tanto, a la desinfección del efluente (García, 2010). Coincidiendo con diversos autores sobre la acción germicida del oxígeno singlete comprobando la acción fotodinámica contra bacterias del tipo Gram positivo como contra bacterias del tipo Gram negativo.

9.5 Ensayo de toxicidad

En el bioensayo con la semilla de lechuga *Lactuca sativa* se considera un estudio sencillo, rápido y sensible para evaluar el riesgo ambiental potencial (Bagur-González et al., 2011). De acuerdo con la metodología de Sobrero y Ronco (2004) se realizaron 3 réplicas de 20 semillas colocadas en cajas Petri y papel filtro Whatman. El volumen de muestra para el ensayo fue de 4 mL a concentraciones de 1.5, 3, 6, 12, 25, 50 y 100% del efluente de la PTAR, posterior al tratamiento fotoquímico (T2_100, T1.5_100 y T1_100) al obtener mejores resultados en los análisis anteriores y un control negativo de agua purificada y como medio de dilución. Las cajas se taparon y se incubaron en un periodo de 120 h en ausencia de luz consiguiendo un crecimiento óptimo (Figura 29).

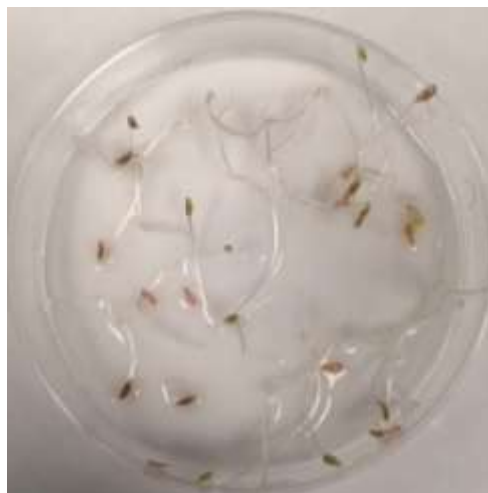


Figura 29. Plántulas después de 120 h en exposición con las muestras de agua

En la tabla 13, se aprecian los promedios de las mediciones y observaciones del número de semillas germinadas (SG), longitud de la radícula (LR) y longitud del hipocótilo (LH). Así como, los porcentajes de germinación relativa de semillas (GRS), de crecimiento relativo de la radícula (CRR) y de índice de germinación (IG).

Tabla 13. Determinación de índice toxicológico con semillas de *L. sativa* expuestas en muestras de agua previo y posterior al tratamiento fotoquímico

Muestras	Conc. (%)	SG	LR (cm)	LH (cm)	GRS (%)	CRR (%)	IG (%)
Control	100	59.00	4.00	2.70	N.A	N.A	N.A
Efluente de la PTAR	100	49.00	2.20	3.10	83.05	55.00	45.68
	50	53.00	2.80	3.40	89.83	70.00	62.88
	25	55.00	3.20	3.80	93.22	80.00	74.58
	12	57.00	3.60	3.70	96.61	90.00	86.95
	6	58.00	4.10	3.60	98.31	102.50	100.76
	3	57.00	3.30	3.60	96.61	82.50	79.70
	1.5	56.00	4.00	3.40	94.92	100.00	94.92
Promedio		55.00 ± 3.00	3.31 ± 0.62	3.51 ± 0.22	93.22 ± 4.88	82.86 ± 15.49	77.92 ± 17.62
T2_100	100	57.00	2.80	4.60	96.61	70.00	67.63
	50	58.00	3.60	4.70	98.31	90.00	88.47
	25	59.00	3.60	4.30	100.00	90.00	90.00
	12	59.00	4.00	3.80	100.00	100.00	100.00
	6	59.00	4.00	3.70	100.00	100.00	100.00
	3	58.00	3.40	3.40	98.31	85.00	83.56
	1.5	56.00	3.80	3.20	94.92	95.00	90.17
Promedio		58.00 ± 1.00	3.60 ± 0.39	3.96 ± 0.54	98.31 ± 1.81	90.00 ± 9.64	88.55 ± 10.21
T1.5_100	100	54.00	2.60	4.40	91.53	65.00	59.49
	50	60.00	2.50	4.40	101.69	62.50	63.56
	25	56.00	3.70	3.60	94.92	92.50	87.80
	12	55.00	4.00	3.70	93.22	100.00	93.22
	6	59.00	4.10	3.40	100.00	102.50	102.50
	3	57.00	4.40	3.30	96.61	110.00	106.27
	1.5	58.00	4.00	3.00	98.31	100.00	98.31
Promedio		57.00 ± 2.00	3.61 ± 0.70	3.69 ± 0.50	96.61 ± 3.39	90.36 ± 17.50	87.31 ± 17.26
T1_100	100	59.00	3.00	4.60	100.00	75.00	75.00
	50	57.00	3.60	4.80	96.61	90.00	86.95
	25	58.00	4.30	4.10	98.31	107.50	105.68
	12	59.00	4.40	3.90	100.00	110.00	110.00
	6	57.00	3.40	3.80	96.61	85.00	82.12
	3	56.00	3.30	3.70	94.92	82.50	78.31
	1.5	60.00	4.20	4.00	101.69	105.00	106.78
Promedio		58.00 ± 1.00	3.74 ± 0.51	4.13 ± 0.38	98.31 ± 2.22	93.57 ± 12.81	92.12 ± 13.78

*T2_250: Radiación solar con RBCH (2%) 250 mg L⁻¹; *T2_100: Radiación solar con RBCH (2%) 100 mg L⁻¹; *T1.5_250: Radiación solar con RBCH (1.5%) 250 mg L⁻¹; *T1.5_100: Radiación solar con RBCH (1.5%) 100 mg L⁻¹; *T1_250: Radiación solar con RBCH (1%) 250 mg L⁻¹; *T1_100: Radiación solar con RBCH (1%) 100 mg L⁻¹

En primer lugar, se estableció una zona de aceptación con los valores promedio del control negativo para la radícula un límite inferior de 3.02 cm y límite superior de 4.88 cm y para el hipocótilo un límite inferior de 2.10 cm y límite superior de 3.42 cm. Ya que permiten comprobar el efecto tóxico de compuestos solubles en el agua a niveles de concentración tan bajos que son insuficientes para inhibir la germinación de la semilla, pero pueden retardar o inhibir completamente el crecimiento de la radícula y del hipocótilo (García-Alvear y Abad-Terán, 2015).

En la figura 30, se observa la comparación del crecimiento de la radícula respecto a la concentración. Como resultado, las concentraciones muy bajas de las muestras generan una estimulación en la radícula, sin embargo cuando se incrementa la concentración a 50 y 100% las muestras del efluente y los tratamientos fotoquímicos T1.5_100 y T2_100, sobre pasan el límite inferior. De donde se infiere, que a mayor concentración de contaminantes afectan la viabilidad y las funciones celulares, produciendo una inhibición del crecimiento de la plántula (García-Alvear y Abad-Terán, 2015). La muestra del efluente de la PTAR y las muestras de los tratamientos fotoquímicos no mostraron diferencia significativa con el control negativo ($P > 0.05$).

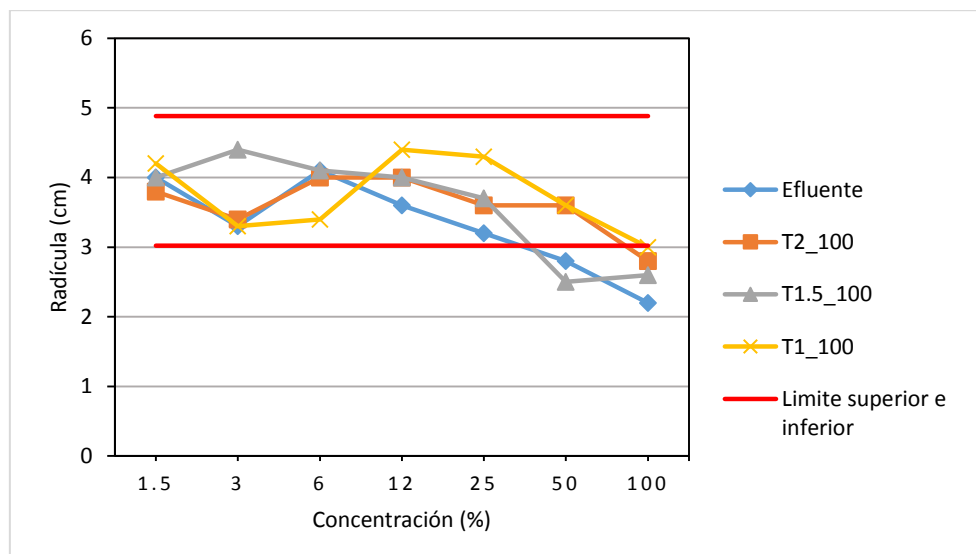


Figura 30. Comparación del promedio del crecimiento de la radícula en las diferentes muestras de agua

La figura 31, muestra la comparación del crecimiento del hipocótilo respecto a la concentración. En este caso, en los tratamientos fotoquímicos a medida que se incrementa la concentración, favorece el crecimiento en la longitud del hipocótilo rebasando el límite superior, en cuanto a la muestra del efluente a partir de las concentraciones 50 y 100% presenta un decrecimiento, pero estando en la zona delimitada. En cuanto análisis estadístico, manifiesta diferencias significativas entre los tratamientos fotoquímicos de 100 mg del compuesto de rosa de bengala al 2.0% en quitosano por un litro de muestra (T2_100) y el de 100 mg del compuesto del rosa de bengala al 1.0% en quitosano por un litro de muestra (T1_100) respecto al control negativo. Así mismo, el efluente de la PTAR con el tratamiento fotoquímico de 100 mg del compuesto de rosa de bengala al 1.0% en quitosano por un litro de muestra (T1_100) ($P < 0.05$).

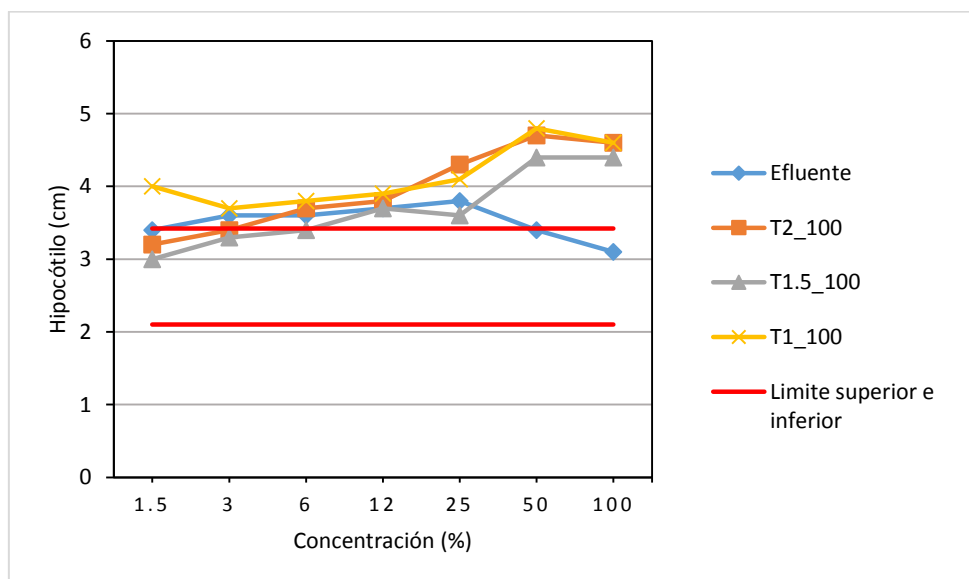


Figura 31. Comparación del promedio de crecimiento del hipocótilo en las diferentes muestras de agua

Se determinó que la radícula fue la estructura de la semilla más afectada por la exposición a los agentes tóxicos presentes en las muestras, al generar un promedio de 3.57 cm con respecto al del hipocótilo con un valor promedio de 3.82 cm. A su vez se realizó un análisis estadístico para comprobar si había una relación entre la radícula y el hipocótilo, resultando que no son significativas ($P > 0.05$).

9.5.1 Porcentaje de germinación relativa de la semilla (GRS)

Es el porcentaje de semillas germinadas de las muestras previo y posteriores de los tratamientos fotoquímicos con respecto a las germinadas en el control negativo (Rodríguez Romero et al., 2014). El tratamiento fotoquímico de 100 mg del compuesto de rosa de bengala al 1.5% en quitosano por un litro de muestra (T1.5_100) presentó el valor promedio de GRS más bajo de 96.61%, mientras que los tratamientos fotoquímicos de 100 mg del compuesto de rosa de bengala al 2.0% en quitosano por un litro de muestra (T2_100) y el de 100 mg del compuesto de rosa de bengala al 1.0% en quitosano por un litro de muestra presentaron los valores promedio más altos de 98.31%, pero conforme a la tabla 5, página 41, los tres resultados están en la clasificación de no tóxicos, así mismo el efluente con un valor promedio de 93.22% (Figura 33). En el análisis de varianza se detectó diferencia ($P < 0.05$) entre el efluente de la PTAR y el tratamiento fotoquímico de 100 mg del compuesto de rosa de bengala al 2.0% en quitosano por un litro de muestra (T2_100).

9.5.2 Crecimiento relativo de la radícula (CRR)

Constituye el porcentaje de crecimiento de la radícula de las semillas expuestas a las muestras de agua previo y posterior de los tratamientos fotoquímicos con respecto a las del control negativo (Rodríguez Romero et al., 2014). Como resultado se detectaron diferencias no significativas ($P > 0.05$), los valores de CRR promedio del efluente de fue menor (82.86%), clasificándose con respecto a la tabla 5, página 42, dentro de la categoría tóxica. Las muestras previamente tratadas fotoquímicamente se encuentran en la clasificación no tóxica, siendo el mayor porcentaje de un 93.57% el tratamiento fotoquímico de 100 mg del compuesto de rosa de bengala al 1.0% en quitosano por un litro de muestra (T1_100) (Figura 32).

9.5.3 Índice de germinación (IG)

Este parámetro fundamental para la detección del efecto tóxico en la semilla, indicando los factores que interaccionan para promover o inhibir la germinación, así como los factores que favorecen o impiden el crecimiento de la radícula (Rodríguez Romero et

al., 2014). Además, expresa el porcentaje de semillas germinadas y el porcentaje de crecimiento que alcanza la radícula en las 120 h.

Los resultados muestran que el efluente obtuvo un valor promedio de 77.92% clasificándose en base a la tabla 5, página 41, en tóxica al presentar interferencia en la germinación. Las muestras posteriores al tratamiento se encuentran en la clasificación no tóxica, todavía cabe señalar que el tratamiento fotoquímico de 100 mg del compuesto de rosa de bengala al 1.0% en quitosano por un litro de muestra (T1_100) obtuvo un valor promedio superior de 92.12% a diferencia de los demás. Mediante el análisis de varianza se detectaron diferencias no significativas ($P > 0.05$) entre el efluente de la PTAR y posterior a los tratamientos fotoquímicos (Figura 32).

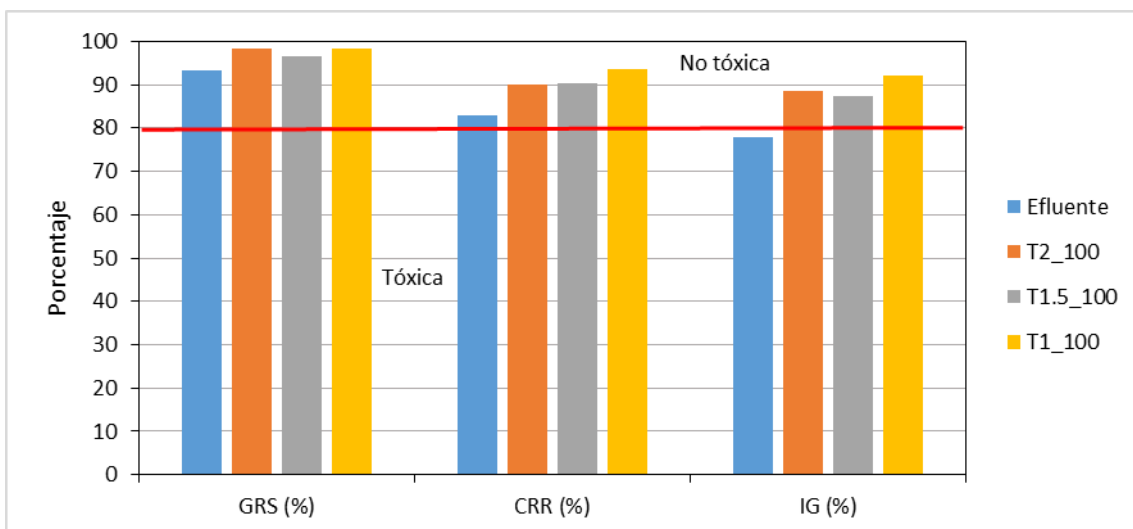


Figura 32. Clasificación entre los parámetros de acuerdo a las muestras previas y posteriores al tratamiento fotoquímico

En cuanto a los resultados de toxicidad en el trabajo realizado por Saldaña et al. (2002) clasificó al río Alseseca como altamente tóxica, a pesar de que la mayor influencia de descargas es de origen doméstica. En el caso de la PTAR Alseseca-Sur al tratar el influente por un proceso primario avanzado continúa presentando niveles de toxicidad debido a la presencia de compuestos orgánicos que pueden causar alteraciones a nivel genético en los organismos, ocasionando malformaciones y pérdida de especies, es por eso la necesidad de incluir los análisis de toxicidad en la normativa. Por otro

lado, al ser tratada con el RBCH el índice toxicológico disminuye, comprobando que la presencia de los compuestos orgánicos intermediarios identificados en el CG-EM no representa un riesgo de toxicidad.

9.6 Eficiencia del rosa de bengala-quitosano

En los análisis realizados al efluente de la PTAR “Alseseca-Sur” al ser tratado fotoquímicamente con los diferentes sensibilizantes producidos, se obtuvieron buenos resultados, como se muestra en la tabla 14. El ensayo microbiológico presentó una inactivación parcial de la carga bacteriana y en la toxicidad se demostró una disminución que fue justificada por medio de la técnica CG-EM donde los contaminantes orgánicos fueron fotodegradados en compuestos intermediarios, por lo que se acepta la hipótesis propuesta. Considerando como el tratamiento más eficiente el de 100 mg del compuesto de rosa de bengala al 1.0% en quitosano por un litro de muestra (T1_100) y 8 horas de irradiación, al ser una baja concentración de rosa de bengala evita la formación de agregados permitiendo una mejor interacción de la luz solar con el agua, limitando la acumulación de moléculas fotosensibilizadas en el medio ambiente.

Tabla 14. Eficiencia de los tratamientos fotoquímicos

Parámetro	Posterior al tratamiento fotoquímico					
	T2_250	T2_100	T1.5_250	T1.5_100	T1_250	T1_100
Fotodegradación de contaminantes orgánicos		X		X		X
Ensayo microbiológico				X		X
Toxicidad		X				X

X. PERSPECTIVA EN CIENCIAS AMBIENTALES

En relación con el desarrollo de un tratamiento sostenible de aguas residuales es preciso comprender la problemática desde un punto de vista sistémico. Se dice que un sistema es la representación de un conjunto de procesos, situaciones, fenómenos, elementos y/o relaciones que interaccionan entre sí, de forma que cualquier intervención en el medio repercutirá sobre todos los componentes del medio con el fin de alcanzar un objetivo (García, 2006).

Dado que la planta de tratamiento de aguas residuales Alseseca-Sur se encuentra inmersa en un medio ambiente, éste va a afectar generalmente tanto su funcionamiento como su rendimiento, a consecuencia de las entradas y salidas de contaminantes provenientes de las aguas residuales domésticas e industriales transportadas por el río Alseseca, experimentando cambios a lo largo del tiempo. Considerándose como un sistema abierto de acuerdo con la teoría general de sistemas propuesto por Von Bertalanffy (1950).

Otro de los aspectos importantes es la complejidad del sistema debido a que el funcionamiento de los procesos o relaciones no se pueden modificar de forma aislada a causa de la dependencia existente entre ellos, por lo que se requiere analizar como un conjunto de interacciones para poder modificar el sistema (García, 2016). La planta de tratamientos de aguas residuales y su importancia de proporcionar un agua de calidad tiene una composición social, económica y ambiental heterogénea. La presencia de elementos urbanos, zonas industriales y rurales lo definen como un sistema complejo, debido a la variación constante de compuestos grasos, proteínas, detergentes, sustancias químicas, microorganismos, entre otros, afectando directamente a los elementos que lo componen, como se muestra en la figura 6 (Foresti, 2002).



Figura 33. Esquema de la PTAR Alseseca-Sur como sistema complejo, (elaboración propia)

La problemática mencionada con anterioridad, impone limitaciones en la fase de operación generando nuevos procesos no previstos y la relación dependiente de sus subprocesos, tomando en cuenta que el tratamiento primario avanzado tiene una deficiencia para degradar contaminantes orgánicos generando impactos sociales y medio ambientales (Morín y Ruiz, 2005). Por tal motivo es posible abordar esta investigación desde un enfoque holístico, capaz de capitalizar e integrar el conocimiento sectorial, así como la variedad de posturas y metodologías epistémicas, proporcionando soluciones a un problema del mundo real a través de un conocimiento científico y socialmente sólido, considerando los efectos ambientales primarios y secundarios, así como los costos (Brand et al., 2013; Sala et al., 2013).

Requiriendo un enfoque interdisciplinario donde los científicos, ingenieros, economistas, biólogos, funcionarios de salud y el público logren desde su perspectiva la construcción de una visión completa y exhaustiva de todas las interacciones existentes entre los elementos que lo componen para lograr una solución viable como es el tratamiento de aguas residuales por medio del sensibilizante rosa de bengala-quitosano.

XI. PROPUESTA PARA INCORPORAR EL TRATAMIENTO FOTOQUÍMICO EN LA PTAR “ALSESECA-SUR”

En la figura 34 se muestra la incorporación del tratamiento fotoquímico al finalizar el tratamiento primario avanzado, posterior del sistema de laberinto el agua llegaría a un tanque de agitación donde se agregaría el rosa de bengala-quitosano, por medio de una bomba se transportaría la mezcla por medio una tubería de HDPE (polietileno de alta densidad), a los tres colectores solares parabólicos compuestos (CPC), contando cada uno con una superficie de 100 m² y un volumen de 800 L. Además, cada CPC está compuesto por ocho tubos de borosilicato paralelos y horizontales permitiendo la entrada y salida del flujo, recirculando y recuperando el sensibilizante antes de almacenar el agua en pipas para su reusó o descargando el agua en el río Alseseca. Por último se asume un costo aproximado por cada colector de \$2, 500,000, dato proporcionado por la Planta Solar de Almería, España.

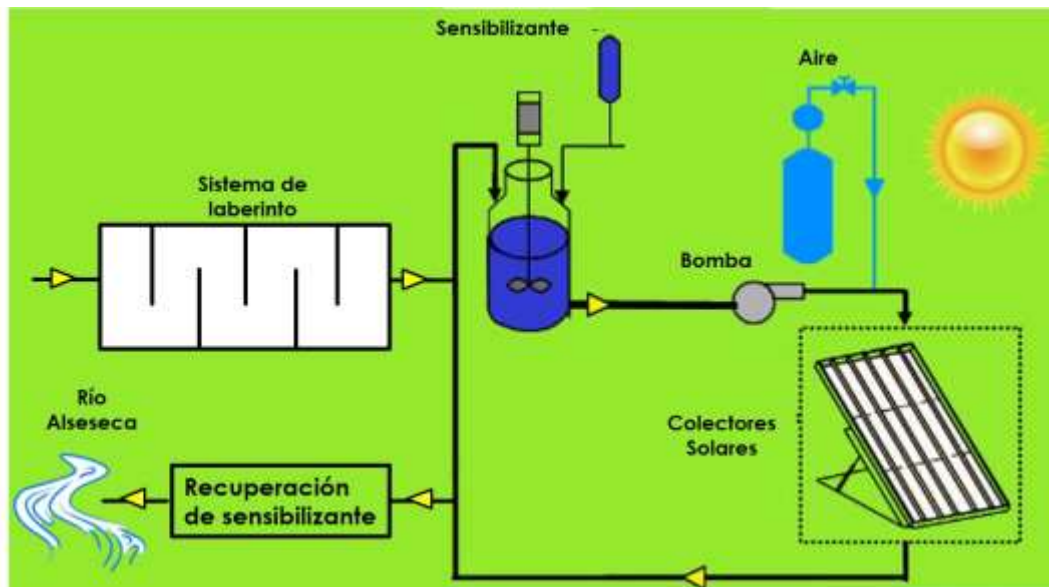


Figura 34. Diagrama propuesto para la incorporación del tratamiento fotoquímico en la PTAR "Alseseca-Sur"

XI. CONCLUSIONES

De acuerdo con los análisis de caracterización por RMN ¹H, FTIR y MEB, la síntesis resultó exitosa. El rosa de bengala reaccionó químicamente con el quitosano, obteniendo un compuesto nuevo, el cual se utilizó como sensibilizante.

El tratamiento primario avanzado de la PTAR “Alseseca-Sur” es factible para la disminución de partículas suspendidas, residuos orgánicos coloreados en suspensión y materias oxidables en el agua, pero de acuerdo al parámetro de la DQO (205 mg L⁻¹) se clasifica en fuertemente contaminada. Siendo una problemática que se ha presentado desde el 2011 y ha ido en aumento a consecuencia del rezago en términos de regulación y eficacia en los tratamientos por la planta tratadora al implicar una normativa insuficiente, que establece una calidad mínima en los límites establecidos.

En los parámetros color, turbidez y DQO no presentaron una disminución significativa al emplearse el tratamiento fotoquímico con luz solar, por lo que no es factible para la remoción de residuos coloreados, partículas suspendidas o disueltas como materia inorgánica finamente dividida.

Los compuestos orgánicos presentes en efluente de la PTAR fueron transformados al tratarse fotoquímicamente con luz solar a compuestos intermediarios que no representan riesgo de toxicidad al evitar la formación de compuestos halogenados que pueden ser peligrosos (carcinogénicos o mutagénicos) previniendo problemas de salud.

Los sensibilizantes actúan como inactivadores parciales para la carga bacteriana reduciendo la cantidad de UFC del efluente de la PTAR (de 108×10^6 hasta 4×10^5 UFC/mL), obteniendo un rendimiento favorable en los tratamientos de 100 mg del compuesto de rosa de bengala al 1.5 y 1.0% en quitosano por un litro de muestra y 8 horas de irradiación.

El segmento de la plántula de la semilla de lechuga *L. sativa* más afectada por la exposición a los agentes tóxicos, fue la longitud de la radícula con un promedio de 3.57 cm, en cuanto al hipocótilo con un valor promedio de 3.82 cm. Por lo que la inhibición del crecimiento en la raíz es un efecto de toxicidad.

Al utilizar el tratamiento fotoquímico con el sensibilizante rosa de bengala-quitosano, irradiado con luz solar disminuye la toxicidad al pasar en la clasificación de la EPA de tóxica a no tóxica determinado con el bioindicador semilla de lechuga *L. sativa*. Por supuesto el tratamiento con mejor resultado fue el de 100 mg del compuesto de rosa de bengala al 1.0% en quitosano por un litro de muestra y 8 horas de irradiación.

El tratamiento fotoquímico con el sensibilizante rosa de bengala-quitosano, irradiado con luz solar representan una opción viable para el tratamiento del efluente de la planta de tratamientos "Alseseca-Sur", al obtener óptimos resultados para la degradación de compuestos orgánicos, inactivación parcial de carga bacteriana y disminución en la toxicidad. Considerando como mejor tratamiento es el de 100 mg del compuesto de rosa de bengala al 1.0%.

La fotodegradación de contaminantes orgánicos, inactivación parcial de carga bacteriana y disminución en la toxicidad mediante el sensibilizante rosa de bengala-quitosano es una tecnología innovadora y sustentable donde no solo se encasilla como un tema químico o tecnológico, por el contrario, abarca otras disciplinas ofreciendo una solución a un problema social, económico, político, ambiental e institucional.

El sensibilizante rosa de bengala-quitosano al emplear dos fuentes renovables como es la luz solar y el oxígeno del aire, es una alternativa sostenible que tiene como finalidad ser eficiente, barato, amigable con el medio ambiente, sin afectar la salud humana y cumplir con la normativa vigente.

Para obtener mayor eficiencia en el proceso fotoquímico, se puede implementar el uso de colectores solares parabólicos compuestos, además permitiría el mejoramiento en

las condiciones de trabajo, el incremento en la producción, pero reduciendo la jornada laboral y promoviendo una mejor calidad de vida para los trabajadores y comunidades aledañas. Al mismo tiempo, se puede obtener un beneficio económico al reutilizar el agua en actividades tales como riego de áreas verdes y algunas actividades industriales, entre otros.

XII. BIBLIOGRAFÍA

- Achadu, O. J., Managa, M., y Nyokong, T. (2017). Fluorescence behavior of supramolecular hybrids containing graphene quantum dots and pyrene-derivatized phthalocyanines and porphyrins. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 333, 174-185. DOI:10.1016/j.jphotochem.2016.10.029
- Arroyave, R. J. A., Garcés, G. L. F. y Arango, R. Á. (2009). Mineralización del colorante Tartrazina mediante un proceso de oxidación avanzada. *Revista Lasallista de Investigación*, 6(2), 46-53. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/rlsi/v6n2/v6n2a07.pdf>
- Bagur-González, M. G., Estepa-Molina, C., Martín-Peinado, F., y Morales-Ruano, S. (2011). Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metal (loid) s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site. *Journal of soils and sediments*, 11(2), 281-289. Recuperado de <https://link.springer.com/article/10.1007/s11368-010-0285-4>
- Balanta, D., Grande, C. D., y Zuluaga, F. (2010). Extracción, identificación y caracterización de quitosano del micelio de *Aspergillus niger* y sus aplicaciones como material bioadsorbente en el tratamiento de aguas. *Revista Iberoamericana de Polímeros*, 11(5), 297-316. Recuperado de <http://www.ehu.es/reviberpol/pdf/SEP10/balanta.pdf>
- Barceló, D., y López, M. J. (2008). Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. *Jornadas de presentación de resultados: el estado ecológico de las masas de agua. Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas, Sevilla*. Recuperado de <http://elaguapotable.com/Contaminaci%C3%B3n%20y%20calidad%20qu%C3%ADm%20del%20agua-los%20contaminantes%20emergentes.pdf>
- Battula, V. R., Singh, H., Kumar, S., Bala, I., Pal, S. K., y Kailasam, K. (2018). Natural Sunlight Driven Oxidative Homocoupling of Amines by a Truxene-Based Conjugated Microporous Polymer. *ACS Catalysis*, 8(8), 6751-6759. DOI: 10.1021/acscatal.8b00623
- Bhand, S., Lande, D. N., Pereira, E., Gejji, S. P., Weyhermüller, T., Chakravarty, D., ... y Salunke-Gawali, S. (2019). Amphiphilic polypyridyl ruthenium complexes: Synthesis, characterization and aggregation studies. *Polyhedron*, 164, 96-107. DOI: 10.1016/j.poly.2019.02.035

- Brandt, P., Ernst, A., Gralla, F., Luederitz, C., Lang, D. J., Newig, J., ... y Von Wehrden, H. (2013). A review of transdisciplinary research in sustainability science. *Ecological Economics*, 92, 1-15. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2013
- Bohórquez-Echeverry, P., y Campos-Pinilla, C. (2007). Evaluación de *Lactuca sativa* y *Selenastrum capricornutum* como indicadores de toxicidad en aguas. *Universitas Scientiarum*, 12(2), 83-98. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/499/49910969006.pdf>
- Cabra-Cendales, T., Meneses-Cabezas, D. C., y Galeano-Vanegas, N. F. (2015). Identification of microorganisms associated with castor (*Ricinus communis*) waste. *Revista Colombiana de Química*, 44(2), 10-15. DOI: 10.15446/rev.colomb.quim.v44n2.55214
- Cano, S. E. y Urbina, F. M. (2008). *Polímeros inteligentes. Informe de vigilancia tecnológica*. Universidad Carlos III de Madrid. Recuperado de https://e-archivo.uc3m.es/bitstream/handle/10016/4303/Informe_VT_Polimeros_Inteligentes.pdf?sequence=1
- Cárdenas, G., y Cárdenas, J. (2009). Agricultura, urbanización y agua. *Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA)*. San José, 978-92.
- Clemente, J., Ana, A., y Aruques, A. (2008). *Aplicación de procesos de oxidación avanzada (fotocatálisis solar) para tratamiento y reutilización de efluentes textiles*. Tesis de Licenciatura. Universidad Politécnica de Valencia. Recuperado de <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/2241/tesisUPV2816.pdf?sequence=1>
- Comisión Nacional del Agua (2014). Programa Nacional Hidráulico 2014-2018, México. Recuperado de http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/PROGRAMA_Nacional_Hidrico_2014_2018_espa%C3%B1ol.pdf
- Comisión Nacional del Agua. (2016a). *Estadísticas del Agua en México*. Recuperado de http://201.116.60.25/publicaciones/eam_2016.pdf
- Comisión Nacional del Agua. (2016b). *Situación de los recursos hídricos*. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/acciones-y-programas/situacion-de-los-recursos-hidricos>
- Comisión Nacional del Agua. (2018). *Estadísticas del Agua en México*. Recuperado de http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2018.pdf
- Comisión Nacional del Agua (2017a). Componentes del ciclo hidrológico en el mundo. *Sistema Nacional de Información del Agua*.
- Comisión Nacional del Agua (2017b). Situación del subsector Agua Potable, Drenaje y Saneamiento. Recuperado de
- Comisión Nacional del Agua Delegación Puebla (2015). Subdirección teórica Departamento de Calidad de Agua.

- Cooper, A. T., y Goswami, D. Y. (2002). Evaluation of methylene blue and rose bengal for dye sensitized solar water treatment. *Journal of solar energy engineering*, 124(3), 305-310. DOI: 10.1115/1.1498850
- Costa, J. M. (2005). *Diccionario de química física*. Barcelona: Diaz de santos. ISBN:84-7978-691-4
- Cruz, A. C. P., y Martínez, P. C. C. (2015). El recurso agua en el entorno de las ciudades sustentables. *CULCyT*, 31(6). Recuperado de <http://erevistas.uaci.mx/ojs/index.php/culcyt/article/view/341>
- Dabrzalska, M., Janaszewska, A., Zablocka, M., Mignani, S., Majoral, J. P., and Klajnert-Maculewicz, B. (2017). Cationic Phosphorus Dendrimer Enhances Photodynamic Activity of Rose Bengal against Basal Cell Carcinoma Cell Lines. *Molecular Pharmaceutics*, 14(5), 1821-1830. DOI: 10.1021/acs.molpharmaceut.7b00108
- De Europa, C. (1968). Carta europea del agua. Comité Nacional Español para "La Carta Europea del Agua", Dirección General de Obras Hidráulicas del Ministerio de Obras Públicas, Ministerio de Información y Turismo.
- De la Peña, M. E., Ducci, J., y Zamora, P. V. (2013). *Tratamiento de aguas residuales en México*. Inter-American Development Bank. Recuperado de <https://publications.iadb.org/bitstream/handle/11319/5931/Tratamiento%20de%20aguas%20residuales%20en%20M%C3%A9xico.pdf?sequence=4&isAllowed=y>
- Domènech, X., Jardim, W. F., y Litter, M. I. (2001). Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes. *Eliminación de contaminantes por fotocátalisis heterogénea*, (pp. 7-33). s.l. Recuperado de https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/41285564/4_cytedCap01_2004.pdf?AWSAccessKeyId=AKIAIWOWYYGZ2Y53UL3A&Expires=1512066695&Signature=WK2Zqt07qag6%2FCUkpUzNxwkmU1c%3D&response-content-disposition=inline%3B%20filename%3DPROCESOS+AVANZADOS+DE+OXIDACION+PARA+LA.pdf
- Durán-Álvarez, J. C., Avella, E., y Zanella, R. (2015). Descontaminación de agua utilizando nanomateriales y procesos fotocatalíticos. *Mundo Nano. Revista Interdisciplinaria en Nanociencias y Nanotecnología*, 8(14), 17-39. DOI: 10.22201/ceiich.24485691e.2015.14.52310
- Elizalde, J. H., Del Carmen Lallana, M., Foti, M. N., Gómez, S., y Fernández, F. J. (2016). Evaluación de la fitotoxicidad de aguas residuales del municipio de Oro Verde, entre ríos, mediante el ensayo de toxicidad aguda en semillas. *Revista Científica Agropecuaria*, 20(1-2), 67-77. Recuperado de http://www.fca.uner.edu.ar/rca/Volumenes%20Anteriores/Vol%20Ante%2020/PDF%20Trabajos/RCA_226%20F.pdf
- ENZO. (06 de enero 2018). Distribución del agua [Blog]. *EPICENTRO GEOGRÁFICO*. Recuperado de <https://epicentrogeografico.com/2018/01/distribucion-del-agua/>

- Escalante-Pozos, V., y Bandala, E. R. (2014). Calidad del agua y su relación con alimentos: aplicación de procesos Fenton y tipo Fenton en la eliminación de contaminantes en agua. *Temas Selectos de Ingeniería de Alimentos*, 8(1), 34-47. Recuperado de https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/43252483/TSA-81-Escalante-Pozos-et-al-2014.pdf?response-content-disposition=inline%3B%20filename%3DTSIA_81_Escalante_Pozos_et_al.pdf&X-Amz-Algorithm=AWS4-HMAC-SHA256&X-Amz-Credential=AKIAIWOWYYGZ2Y53UL3A%2F20190610%2Fus-east-1%2Fs3%2Faws4_request&X-Amz-Date=20190610T223632Z&X-Amz-Expires=3600&X-Amz-SignedHeaders=host&X-Amz-Signature=1fe48db4882cd6370557cdc39959504da8bc60c27af0db57ab560a9bc99491c0
- Escobar, L., Rojas, C., Giraldo, G., y Padilla, L. (2010). Evaluación del crecimiento de lactobacillus casei y producción de ácido láctico usando como sustrato el suero de leche de vacuno. *Rev. Invest. Univ. Quindío*, 20, 42-49.
- Ferrari, G. V., Andrada, M. E., Natera, J., Muñoz, V. A., Paulina Montaña, M., Gambetta, C. y García, N. A. (2014). The Employment of a Removable Chitosan-Derivatized Polymeric Sensitizer in the Photooxidation of Polyhydroxylated Water-Pollutants. *Photochemistry and photobiology*, 90(6), 1251-1256. Recuperado de http://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/7514/CONICET_Digital_Nro.7854_P.pdf?sequence=17&isAllowed=y
- Flores, A., Vitale, P., Eyler, G. N., y Cañizo, A. I. (2015). Remoción de colorantes textiles aplicando procesos fotoquímicos oxidativos (UV/H₂O₂/lana de acero comercial). *Afinidad*, 72(571). Recuperado de <https://www.raco.cat/index.php/afinidad/article/view/300847>
- Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental, Centro Mexicano de Derecho Ambiental y Presencia Ciudadana Mexicana. (2006). El agua en México: lo que todas y todos debemos saber. *México, Centro Mexicano de Derecho Ambiental-Fondo Educación Ambiental-The Tinker Foundation-Presencia Ciudadana Mexicana-National Wildlife Federation*. Recuperado de https://www.cemda.org.mx/wp-content/uploads/2011/12/agua-mexico_001.pdf
- Forero, J., Ortiz, O. y Rios, F. (2005). Aplicación de procesos de oxidación avanzada como tratamiento de fenol en aguas residuales industriales de refinería. *CT&F Ciencia, Tecnología y Futuro*, 3(1), 97-109. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=46530107>
- Foresti, E. (2002). Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. *Water Science and Technology*, 45(10), 181-186. DOI: 10.2166/wst.2002.0324
- Fujishima, A., y Honda, K. (1972). Electrochemical photolysis of water at a semiconductor electrode. *nature*, 238(5358), 37. DOI: 10.1038/238037a0

- Garcés, G. L. F., Hernández, A. M. L., Peñuela, M. G. A., Rodríguez, R. A., y Salazar, P. J. A. (2005). Degradación de aguas residuales de la industria textil por medio de fotocátalisis. *Revista Lasallista de Investigación*, 2(1), 15-18. Recuperado de <http://www.redalyc.org/pdf/695/69520103.pdf>
- Garcés, G. L., Mejía, F. E. y Santamaría, A. J. (2004). La fotocátalisis como alternativa para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Lasallista de Investigación*, 1(1), 83-92. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=69511013>
- Garcés, G. L., y Rodríguez, R. A. (2004). Evaluación de la fotodegradación sensibilizada con TiO₂ Y Fe³⁺ para aguas coloreadas. *Revista Lasallista de Investigación*, 1 (2), 54-60. Recuperado de <http://www.redalyc.org/html/695/69510209/>
- García-Alvear, N. y Abad-Terán, M. (2015). Análisis preliminar de la fitotoxicidad del material particulado sedimentable de la zona urbana de Cuencia. *MASKANA*, 6(1), 95-105. DOI: 10.18537/mskn.06.01.08
- García, F. D. (2005). Fotosensibilización y el sensibilizador: síntesis, propiedades y limitaciones. *Solar Safe Water. Puerto Iguazú*, 227-242. Recuperado de https://www.psa.es/es/projects/solarsafewater/documents/libro/14_Capitulo_14.pdf
- García, F. D. (2010). Generación fotosensibilizada de oxígeno Singlete. *TECNIA*, 20(1). DOI: 10.21754/tecnia.v20i1.104
- García, R. (2006). Sistemas complejos. Conceptos, método y fundamentación de la investigación interdisciplinaria. Barcelona: Gedisa. ISBN: 94-9784-164-6
- Gogate, P. R., y Pandit, A. B. (2004). A review of imperative technologies for wastewater treatment I: oxidation technologies at ambient conditions. *Advances in Environmental Research*, 8(3-4), 501-551. DOI: 10.1016/S1093-0191(03)00032-7
- Guerrero, T., Rives, C., Rodríguez, A., Saldívar, Y., y Cervantes, V. (2009). El agua en la ciudad de México. *Ciencias*, 94(094). Recuperado de http://www.alumno.unam.mx/algo_leer/AguaMex.pdf
- Gutiérrez Bouzán, M., y Droguet, M. (2002). La cromatografía de gases y la espectrometría de masas: identificación de compuestos causantes de mal olor. *Gutiérrez, MC; Droguet, M." La cromatografía de gases y la espectrometría de masas: identificación de compuestos causantes de mal olor". Boletín Intexter, julio 2002, núm. 122, p. 35-41.* Recuperado de <https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2099/2733/5CROMGASES.pdf>
- Hagfeldt, A., Boschloo, G., Sun, L., Kloo, L., y Pettersson, H. (2010). Dye-sensitized solar cells. *Chemical reviews*, 110(11), 6595-6663. DOI: 10.1021/cr900356p
- Hinga, K. R., Ahmed, M. T., y Lewis, N. (2005). *Ecosystems and Human Well-Being* (Vol. 1): Current State and Trends: Waste Processing and Detoxification.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2013?). *Dirección General de Geografía y Medio Ambiente*. Recuperado de <http://cuentame.inegi.org.mx/territorio/extension/default.aspx?tema=T>

- Jemli, M., Alouini, Z., Sabbahi, S., y Gueddari, M. (2002). Destruction of fecal bacteria in wastewater by three photosensitizers. *Journal of Environmental Monitoring*, 4(4), 511-516. DOI: 10.1039/B204637G
- Ji, J., Chen, X., Lin, H., Jia, A. Q., y Zhang, Q. F. (2019). Ruthenium (II) complexes with substituted 2-(methylthio)-phenylsalicylaldimine Schiff-base ligands. *Inorganica Chimica Acta*, 494, 105-111. DOI: 10.1016/j.ica.2019.05.019
- Jiménez, M. E. H. (2010). Desinfección de aguas mediante oxígeno singlete. *TECNIA* 20(2), 15-21. DOI: 10.21754/tecnia.v20i2.101
- Jing, Y., Xu, Q., Chen, M., y Shao, X. (2019). Pyridone-containing phenalenone-based photosensitizer working both under light and in the dark for photodynamic therapy. *Bioorganic & medicinal chemistry*, 27(11), 2201-2208. DOI: 10.1016/j.bmc.2019.04.023
- Kim, S., Park, C. M., Jang, M., Son, A., Her, N., Yu, M., ... y Yoon, Y. (2018). Aqueous removal of inorganic and organic contaminants by graphene-based nanoadsorbents: A review. *Chemosphere*, 212, 1104-1124. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.09.033
- Kuyucak, N., y Volesky, B. (1989). Accumulation of cobalt by marine alga. *Biotechnology and bioengineering*, 33(7), 809-814. DOI: 10.1002/bit.260330703
- Lambert, C. R., y Kochevar, I. E. (1997). Electron transfer quenching of the rose bengal triplet state. *Photochemistry and photobiology*, 66(1), 15-25. DOI: 10.1111/j.1751-1097.1997.tb03133.x
- Leal, A., Millán, D. V., Mendez, C. G., y Servín, C. A. (2008). Evaluación de la afectación de la calidad del agua en cuerpos de agua superficiales y subterráneos por efecto de la variabilidad y el cambio climático y su impacto en la biodiversidad, agricultura, salud, turismo e industria. *Proyecto del Instituto Mexicano de tecnología de agua. México*, 108. Recuperado de https://www.researchgate.net/profile/Dalia_Millan/publication/291515059_EVALUACION_DE_LA_AFECTACION_DE_LA_CALIDAD_DEL_AGUA_EN_CUERPOS_DE_AGUA_SUPERFICIALES_Y_SUBTERRANEOS_POR_EFECTO_DE_LA_VARIABILIDAD_Y_EL_CAMBIO_CLIMATICO_Y_SU_IMPACTO_EN_LA_BIODIVERSIDAD_AGRICULTURA_SALU/links/56a3732f08ae1b6511305e6d/EVALUACION-DE-LA-AFECTACION-DE-LA-CALIDAD-DEL-AGUA-EN-CUERPOS-DE-AGUA-SUPERFICIALES-Y-SUBTERRANEOS-POR-EFECTO-DE-LA-VARIABILIDAD-Y-EL-CAMBIO-CLIMATICO-Y-SU-IMPACTO-EN-LA-BIODIVERSIDAD-AGRICULTURA-SA.pdf
- Legrini, O., Oliveros, E., y Braun, A. M. (1993). Photochemical processes for water treatment. *Chemical reviews*, 93(2), 671-698. Recuperado de <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/cr00018a003>
- Li, R., Byun, J., Huang, W., Ayed, C., Wang, L., y Zhang, K. A. (2018). Poly (benzothiadiazoles) and their derivatives as heterogeneous photocatalysts for visible-light-driven chemical transformations. *ACS Catalysis*, 8(6), 4735-4750. DOI: 10.1021/acscatal.8b00407

- Li, M., Hao, M., Yang, L., Yao, H., Bolton, J. R., Blatchley III, E. R., y Qiang, Z. (2018). Trace organic pollutant removal by VUV/UV/chlorine process: Feasibility investigation for drinking water treatment on a mini-fluidic VUV/UV photoreaction system and a pilot photoreactor. *Environmental science & technology*, 52(13), 7426-7433. DOI: 10.1021/acs.est.8b00611
- Li, C., Lin, F., Sun, W., Wu, F. G., Yang, H., Lv, R., ... y Chen, Z. (2018). Self-Assembled rose bengal-exopolysaccharide nanoparticles for improved photodynamic inactivation of bacteria by enhancing singlet oxygen generation directly in the solution. *ACS applied materials & interfaces*, 10(19), 16715-16722. DOI: 10.1021/acsami.8b01545
- Mármol, Z., Páez, G., Rincón, M., Araujo, K., Aiello, C., Chandler, C., y Gutiérrez, E. (2011). Quitina y quitosano polímeros amigables. Una revisión de sus aplicaciones. *Revista Tecnocientífica URU*, 1, 53-58. Recuperado de https://www.researchgate.net/profile/Edixon_Gutierrez/publication/282979742_QUITINA_Y_QUITOSANO_POLIMEROS_AMIGABLES/links/562544e408aeabddac91ca17.pdf
- McCarthy, J.F y Shugart, L.R. (1990). *Biomarkers of Environmental Contamination*. En: Biomarkers of Environmental Contamination, J.F. McCarty y L.R. Shugart eds., Lewis Pub., 3- 14.
- McGuigan, K. G., Conroy, R. M., Mosler, H. J., du Preez, M., Ubomba-Jaswa, E., y Fernandez-Ibanez, P. (2012). Solar water disinfection (SODIS): a review from bench-top to roof-top. *Journal of hazardous materials*, 235, 29-46. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2012.07.053
- Manjón, F., Villén, L., García-Fresnadillo, D., y Orellana, G. (2007). On the factors influencing the performance of solar reactors for water disinfection with photosensitized singlet oxygen. *Environmental science & technology*, 42(1), 301-307. DOI: 10.1021/es071762y
- Marín, M. L., Santos-Juanes, L., Arques, A., Amat, A. M., y Miranda, M. A. (2011). Organic photocatalysts for the oxidation of pollutants and model compounds. *Chemical reviews*, 112(3), 1710-1750. DOI: 10.1021/cr2000543
- Medina, C. J. F., y Peralta, C. M. O. (2015). *Validación de un prototipo de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales de alta carga orgánica presentes en la industria*. Tesis de Licenciatura. Universidad Politécnica Salesiana Sede Cuenca. Recuperado de <https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/10702/1/UPS-CT005499.pdf>
- Miller, J. S. (2005). Rose bengal-sensitized photooxidation of 2-chlorophenol in water using solar simulated light. *Water Research*, 39(2), 412-422. DOI: 10.1016/j.watres.2004.09.019
- Moczek, L. U., y Nowakowska, M. (2007). Novel water-soluble photosensitizers from chitosan. *Biomacromolecules*, 8(2), 433-438. DOI: 10.1021/bm060454
- Montero, R., Serrano, L.; Araujo, A.; Dávila, V.; Ponce, J.; Camacho, R.; Morales, E. y Méndez, A. (2006). *Increased cytogenetic damage in a zone in transition from agricultural to industrial use: comprehensive analysis of micronucleus test in peripheral blood lymphocytes*. *Mutagenesis* vol. 21(5), 335-342. Doi: 10.1093/mutage/ge 1040

- Morin, E., y Ruíz, J. L. S. (2005). *Con Edgar Morin, por un pensamiento complejo* (Vol. 22). Ediciones AKAL. ISBN: 84-460-2393-8
- Muñoz, J. S. C. (2012). Fotocatálisis heterogénea para el abatimiento de tensoactivos aniónicos en aguas residuales. *Producción+ Limpia*, 6(2). Recuperado de <http://repository.lasallista.edu.co:8080/ojs/index.php/pl/article/view/133>
- Muñoz Aguilar, T. (04 de agosto, 2016). Puebla tiene mayor radiación solar que la media nacional. *IMAGEN Poblana*. p.1. Recuperado de <http://www.imagenpoblana.com/16/08/04/puebla-tiene-mayor-radiacion-solar-que-la-media-nacional>
- Nicewicz, D. A., y Nguyen, T. M. (2014). Recent applications of organic dyes as photoredox catalysts in organic synthesis. *ACS Catalysis* 4(1), 355-360. DOI: 10.1021/cs400956a
- Organización Mundial de la Salud. (7 de febrero de 2018). Agua. Recuperado de <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>
- Osati, S., Safari, N., y Jamaat, P. R. (2010). Synthesis and characterization of three covalently linked porphyrin-phthalocyanine pentamers with nucleophilic substitution. *Inorganica Chimica Acta*, 363(10), 2180-2184. DOI: 10.1016/j.ica.2010.03.022
- Ovchenkova, E. N., Bichan, N. G., Kudryakova, N. O., y Lomova, T. N. (2019). Study of the photoresponse of a titanium anode coated with solution-processed fullerene-containing metal porphyrin/phthalocyanine films. *Journal of Molecular Liquids*, 280, 382-388. DOI: 10.1016/j.molliq.2019.01.025
- Pantoja Espinoza, J. C., Proal Nájera, J. B., García Roig, M., Cháirez Hernández, I., y Osorio Revilla, G. I. (2015). Eficiencias comparativas de inactivación de bacterias coliformes en efluentes municipales por fotólisis (UV) y por fotocatálisis (UV/TiO₂/SiO₂). Caso: depuradora de aguas de Salamanca, España. *Revista mexicana de ingeniería química*, 14(1), 119-135. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1665-27382015000100011&lng=es&tlng=pt
- Parmon, V., Emeline, A. V., y Serpone, N. (2002). Glossary of terms in photocatalysis and radiocatalysis. *Int. J. Photoenergy*, 4, 91-131. Recuperado de <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.466.3352&rep=rep1&type=pdf>
- Parry, M., Parry, M. L., Canziani, O., Palutikof, J., Van der Linden, P., y Hanson, C. (Eds.). (2007). *Climate change 2007-impacts, adaptation and vulnerability: Working group II contribution to the fourth assessment report of the IPCC* (Vol. 4). Cambridge University Press.
- Peng, S., Zeng, Q., Guo, Y., Niu, B., Zhang, X., y Hong, S. (2013). Defluoridation from aqueous solution by chitosan modified natural zeolite. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 88(9), 1707-1714. DOI: 10.1002/jctb.4022

- Petit, T., y Puskar, L. (2018). FTIR spectroscopy of nanodiamonds: Methods and interpretation. *Diamond and Related Materials*. DOI: 10.1016/j.diamond.2018.08.005
- Piqué, T. M., y Vázquez, A. (2012). Uso de Espectroscopía Infrarroja con Transformada de Fourier (FTIR) en el estudio de la hidratación del cemento. *Concreto y cemento. Investigación y desarrollo*, 3(2), 62-71. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-30112012000100004
- Pütz, P. (2008). Sistema de cubetas-test Lange: Utilizado durante 40 años. *Técnicas de laboratorio*, (328), 42-52. Recuperado de https://es.hach.com/cms-portals/hach_es/cms/documents/parameter-1-download-5.pdf
- Raffo Lecca, E., y Ruiz Lizama, E. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Industrial Data*, 17(1), 71-80. Recuperado de <https://www.redalyc.org/html/816/81640855010/>
- Rauf, M. A., Graham, J. P., Bukallah, S. B., y Al-Saedi, M. A. (2009). Solvatochromic behavior on the absorption and fluorescence spectra of Rose Bengal dye in various solvents. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 72(1), 133-137. DOI: 10.1016/j.saa.2008.08.018
- Regmi, B. P., Galpothdeniya, W. I. S., Siraj, N., Webb, M. H., Speller, N. C., y Warner, I. M. (2015). Phthalocyanine-and porphyrin-based GUMBOS for rapid and sensitive detection of organic vapors. *Sensors and Actuators B: Chemical*, 209, 172-179. DOI: 10.1016/j.snb.2014.11.068
- Rivera Tapia, J. A., y Cedillo Ramírez, L. (2005). Evaluación de la resistencia a antibióticos en enterobacterias aisladas de aguas contaminadas. *Revista Biomédica*, 16(2), 151-152. Recuperado de <http://www.medigraphic.com/pdfs/revbio/bio-2005/bio052i.pdf>
- Rodríguez, T. L. y Morales, N. J. A. (2000). La aplicación de instrumentos económicos para disminuir la contaminación del agua: experiencias en el uso de cuotas por descargas de aguas residuales. *Análisis Económico*, XV (31), 111-135. Recuperado de <http://www.redalyc.org/html/413/41303105/>
- Rodríguez Romero, A. J., Robles Salazar, C. A., Ruíz Picos, R. A., López López, E., Sedeño Díaz, J. E., y Rodríguez Dorantes, A. (2014). Índices de germinación y elongación radical de Lactuca sativa en el biomonitorio de la calidad del agua del río Chalma. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 30(3), 307-316. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S018849992014000300007&lng=es&tlng=pt.
- Rubio Clemente, A., Chica Arrieta, E. L., y Peñuela Mesa, G. A. (2013). Procesos de tratamiento de aguas residuales para la eliminación de contaminantes orgánicos emergentes. *Ambiente & Agua An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 8(3). DOI: 10.4136/1980-993X

- Ryberg, E. C., Chu, C., y Kim, J. H. (2018). Edible Dye-Enhanced Solar Disinfection with Safety Indication. *Environmental science & technology*, 52(22), 13361-13369. DOI: 10.1021/acs.est.8b03866
- Sala, S., Farioli, F., y Zamagni, A. (2013). Progress in sustainability science: lessons learnt from current methodologies for sustainability assessment: Part 1. *The international journal of life Cycle Assessment*, 18(9), 1653-1672. Recuperado de <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-012-0508-6>
- Salas, G. (2010). Tratamiento por oxidación avanzada (reacción fenton) de aguas residuales de la industria textil. *Revista Peruana de Química e Ingeniería Química*, 13(1), 30-38. Recuperado de <http://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/quim/article/viewFile/4551/3635>
- Salas, G., y Ale, N. (2008). Tratamiento de las aguas residuales de una refinería de petróleo por oxidación avanzada (AOX), usando el reactivo fenton (H_2O_2/Fe^{2+}). *Revista Peruana de Química e Ingeniería Química*, 11(2), 12-18. Recuperado de <https://docplayer.es/34109272-Tratamiento-de-las-aguas-residuales-de-una-refineria-de-petroleo-por-oxidacion-avanzada-aox-usando-el-reactivo-fenton-h-2.html>
- Saldaña, P., Lerdo, T. A., Gómez, M. A., y López, R. (2002). La importancia de incluir análisis de toxicidad en descargas industriales y municipales que afectan a los cuerpos receptores. *Instituto Mexicano de Tecnología del Agua*, 1-11. Recuperado de https://www.researchgate.net/profile/Pilar_Saldana/publication/228775202_Importancia_de_incluir_analisis_de_toxicidad_en_descargas_industriales_y_municipales_que_afectan_a_los_cuerpos_receptores/links/546e17db0cf2b5fc17603de1/Importancia-de-incluir-analisis-de-toxicidad-en-descargas-industriales-y-municipales-que-afectan-a-los-cuerpos-receptores.pdf
- Sánchez-Duarte, R. G., del Rosario Martínez-Macías, M., Correa-Murrieta, M. A., Saldívar-Cabral, J., Sánchez-Machado, D. I., y López-Cervantes, J. (2017). Síntesis de hidrogeles de quitosano a partir de cáscara de camarón para ensayos de adsorción de cobre. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33, 93-98. DOI: 10.20937/RICA.2017.33.esp02.09
- Sánchez Lavado, F. (2008). Tratamientos combinados físico-químicos y de oxidación para la depuración de aguas residuales de la industria corchera. *Tesis doctoral*. Facultad de ciencias, Universidad de Extremadura. Recuperado de http://dehesa.unex.es/bitstream/handle/10662/464/TDUEX_9788477238171.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Sarria, V., Parra, S., Rincón, Á., Torres, R. y Pulgarín, C. (2005). Nuevos sistemas electroquímicos y fotoquímicos para el tratamiento de aguas residuales y de bebida. *Revista Colombiana de Química*, 34(2), 161-173. Recuperada de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=309025255006>

- Schäfer, M., Schmitz, C., Facius, R., Horneck, G., Milow, B., Funken, K. H., y Ortner, J. (2000). Systematic study of parameters influencing the action of Rose Bengal with visible light on bacterial cells: comparison between the biological effect and singlet-oxygen production. *Photochemistry and Photobiology*, 71(5), 514-523. Recuperado de <http://solarenergyengineering.asmedigitalcollection.asme.org/article.aspx?articleid=1456543>
- Schweitzer, C., y Schmidt, R. (2003). Physical mechanisms of generation and deactivation of singlet oxygen. *Chemical reviews*, 103(5), 1685-1758. Recuperado de http://user.uni-frankfurt.de/~rsch/Abst_1O2.pdf
- Schwensen, J. F., Lundov, M. D., Bossi, R., Banerjee, P., Gimenez-Arnau, E., Lepoittevin, J. P., ... y Johansen, J. D. (2015). Methylisothiazolinone and benzisothiazolinone are widely used in paint: a multicentre study of paints from five European countries. *Contact Dermatitis*, 72(3), 127-138. DOI: 10.1111/cod.12322
- Sharma, S. K., y Sanghi, R. (Eds.). (2012). Polysaccharide-Based macromolecular materials for decolorization of textile effluents. Singh, V., Malviya, T., and Sangui, R. *Advances in water treatment and pollution prevention*. (pp.377-403). Springer Science & Business Media. DOI 10.1007/978-94-007-4204-8
- Shrestha, A., Hamblin, M. R., y Kishen, A. (2014). Photoactivated rose bengal functionalized chitosan nanoparticles produce antibacterial/biofilm activity and stabilize dentin-collagen. *Nanomedicine: Nanotechnology, Biology and Medicine*, 10(3), 491-501. Recuperado de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3966929/>
- Siejak, A., Wróbel, D., Siejak, P., Olejarz, B., y Ion, R. M. (2009). Spectroscopic and photoelectric investigations of resonance effects in selected sulfonated phthalocyanines. *Dyes and Pigments*, 83(3), 281-290. DOI: 10.1016/j.dyepig.2009.05.013
- Singh, V., Tripathi, D. N., Tiwari, A., and Sanghi, R. (2006). Microwave synthesized chitosan-graft-poly (methylmethacrylate): an efficient Zn²⁺ ion binder. *Carbohydrate polymers*, 65(1), 35-41. DOI:10.1016/j.carbpol.2005.12.002
- Skoog, D. A., Holler, F. J. y Crouch, S. R. (2008). *Principios de análisis instrumental*. 6ª ed. México: Cengage Learning. ISBN: 0-495-01201-7
- Sobrero, M. C., y Ronco, A. (2004). Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.). *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: standerización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. México: IMTA. Recuperado de <https://micrositios.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/573/cap4.pdf>
- Suárez, J. J., y Navia, G. (2007). Aporte a la utilización de agua termal como coagulante en el tratamiento de las Aguas Residuales Municipales. *Facultad de Ingeniería*, 158. Recuperado de <http://bdigital.unal.edu.co/971/1/josejairosuarezgustavoanavia.2007.pdf>
- Takizawa, S. Y., Aboshi, R. and Murata, S. (2011). Photooxidation of 1,5-dihydroxynaphthalene with iridium complexes as singlet oxygen sensitizers. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 10(6), 895-903. DOI: 10.1039/c0pp00265h

- The World Bank (2017). Solar resource maps of Mexico. Solar resource data: Solargis. Recuperado de <https://solargis.com/maps-and-gis-data/download/mexico>
- Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz, Á., y Garcés-Jaraba, L. (2015). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *TecnoLógicas*, 18(34), 109-123. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/3442/344234336010.pdf>
- Torres, P. (2012). Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países en desarrollo. *Revista EIA*, (18). Recuperado de <http://www.redalyc.org/html/1492/149225098009/>
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. (2015). Programa Mundial de Evolución de los Recursos Hídricos. World Water Assessment Programme. Recuperado de <http://www.unesco.org/new/es/natural-sciences/environment/water/>
- Uribe, C. E. D. (2015). Fabricación de películas delgadas de TiO₂ utilizando el método Doctor Blade y Spin Coating. *ELEMENTOS*, 5(5). 33-38. Recuperado de <http://journal.poliqran.edu.co/index.php/elementos/article/view/611>
- Vásquez, E., Peñuela, G., y Agudelo, S. (2010). Estudio de la fotodegradación del clorotalonilo usando las técnicas de fenton y fotocatalisis con dióxido de titanio mediante radiación solar. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, (51), 105-113. Recuperado de <http://www.redalyc.org/pdf/430/43016341012.pdf>
- Von Bertalanffy, L. (1950). The theory of open systems in physics and biology. *Science*, 111(2872), 23-29. Recuperado de https://www.jstor.org/stable/1676073?seq=1#page_scan_tab_contents
- Walalawela, N. y Greer, A. (2014). Photoactive chitosan: A step toward a green strategy for pollutant degradation. *Photochemistry and photobiology*, 90(6), 1216-1218. DOI: 10.1111/php.12355
- Wang, H., Ding, H., Meng, X., y Wang, C. (2016). Two-dimensional porphyrin-and phthalocyanine-based covalent organic frameworks. *Chinese Chemical Letters*, 27(8), 1376-1382. DOI: 10.1016/j.ccllet.2016.05.020
- Weather Spark (s.f.). Tiempo promedio en Heroica Puebla de Zaragoza. Recuperado de <https://es.weatherspark.com/m/6655/6/Tiempo-promedio-en-junio-en-Her%C3%B3ica-Puebla-de-Zaragoza-M%C3%A9xico#Sections-SolarEnergy>
- World Water Assessment Programme (2009). *The United Nations World Water Development Report 3: Water in a Changing World*. París: UNESCO and London: Earthscan. UNESCO ISBN: 98-9-23104-095-5 and Earthscan ISBN: 978-1-84407-839-4 (hardback).
- Xue, J., Mao, W., Wang, Y., Li, J., and Wu, M. (2011). Preparation of spherical chitosan resin and adsorption of methylene blue. *Rare Metals*, 30, 249-253. DOI: 10.1007/s12598-011-0279-4

- Zeng, L., Guo, X., He, C., y Duan, C. (2016). Metal–organic frameworks: versatile materials for heterogeneous photocatalysis. *ACS Catalysis*, 6(11), 7935-7947. DOI:10.1021/acscatal.6b02228
- Zeyada, H. M., Youssif, M. I., El-Ghamaz, N. A., y Aboderbala, M. E. O. (2017). Spectral, structural, optical and dielectrical studies of UV irradiated Rose Bengal thin films prepared by spin coating technique. *Physica B: Condensed Matter*, 506, 75-82. DOI: 10.1016/j.physb.2016.10.044