



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

SISTEMAS COMBINADOS PARA EL TRATAMIENTO DE
AGUAS RESIDUALES TEXTILES

Tesis que para obtener el título de
LICENCIADO (A) EN BIOTECNOLOGÍA

PRESENTA:
BERENICE SÁNCHEZ CERÓN

DIRECTOR: DR. JOSÉ CARLOS MENDOZA HERNÁNDEZ.

CO-DIRECTORA: DRA. GABRIELA PEREZ OSORIO.

MARZO 2023



Agradecimientos

A mis padres Irma Cerón Sánchez y Francisco Sánchez Cervantes por entender mis sueños desde pequeña y apoyarme, por ser parte de mi crecimiento académico y profesional, por creer en mí y por el amor que me han brindado toda la vida.

A mi hermana Marisol por ser un ejemplo para mí, por enseñarme que con determinación las cosas se cumplen.

A mis hermanos Gonzalo y Oswaldo por brindarme su amistad y compartir sus travesuras conmigo siempre.

A mi asesor el Dr. José Carlos Mendoza Hernández y mi co-asesora la Dra. Gabriela Pérez, por brindarme su confianza y apoyo en el desarrollo de la tesis, así como los conocimientos de su experiencia que me ofrecieron la oportunidad de crecer profesionalmente.

A mis profesores en mi trayecto por la licenciatura de Biotecnología por las clases impartidas en las que me contagiaron su pasión por la ciencia.

A todos mis amigos y seres queridos por ayudarme a crecer como persona con sus consejos y personalidades tan diferentes y refrescantes a la vez.

Dedicatoria

A mi mamá por ser la luz que ilumina mi vida, mi mejor amiga y mi motivación.

Índice

1. Resumen.....	1
2. Introducción.....	2
2.1. Industria textil en México y el mundo.....	2
2.2. Contaminantes en aguas residuales textiles.....	3
2.2.1. Colorantes en aguas textiles residuales.....	4
2.3. Antecedentes en el tratamiento de aguas residuales textiles.....	10
2.3.1. Fotocatálisis.....	12
2.3.2. Consorcios microbianos como tratamiento de biorremediación.....	17
2.3.3. Sistemas combinados de degradación de aguas residuales textiles.....	18
2.4. Planteamiento del problema.....	19
3. Hipótesis.....	20
4. Objetivo general.....	20
4.1. Objetivos específicos.....	21
5. Metodología.....	21
5.1. Reactivos.....	21
5.2. Metodología general.....	22
5.3. Etapa 1: Ensayo de prueba de degradación de colorantes textiles con cepas aisladas.....	25
5.3.1. Aislamiento e identificación de cepas.....	25
5.3.2. Generación de inóculo.....	26
5.3.3. Ensayo con cepa <i>Escherichia coli</i> M6A seleccionada para degradación de colorantes textiles comerciales.....	26
5.4. Etapa 2: Ensayo de prueba para degradación de colorantes textiles comerciales con consorcio bacteriano.....	28
5.4.1. Formación del consorcio.....	28
5.4.2. Ensayo de consorcio para la degradación de colorantes textiles comerciales.....	29
5.5. Etapa 3: Ensayo de prueba de degradación de colorantes en agua residual textil real con consorcio.....	31
5.5.1. Agua residual textil.....	31

5.5.2.	Ensayo de degradación de agua residual textil con consorcio.	32
5.6.	Etapa 4: Tratamiento secuencial de fotocátalisis heterogénea- microbiológico con consorcio bacteriano.	33
5.6.1.	Fotocátalisis heterogénea.	33
5.6.2.	Tratamiento microbiológico.	35
5.6.3.	Medición de parámetros fisicoquímicos del agua residual antes y después del tratamiento.	37
5.7.	Cinética de degradación.	38
5.8.	Prueba de fitotoxicidad.	39
5.9.	Análisis estadístico.	40
6.	Resultados.	40
6.1.	Ensayo de prueba de degradación de colorantes textiles con cepas aisladas.	40
6.1.1.	Aislamiento e identificación de cepas.	40
6.1.2.	Ensayo con adición de concentración de sacarosa.	42
6.1.3.	Ensayo con cepa <i>Escherichia coli</i> M6A en la degradación de colorantes textiles comerciales.	43
6.1.4.	Cinética de biodegradación de cepa M6A en colorantes textiles comerciales.	48
6.1.5.	Prueba de fitotoxicidad de cepa M6A en la degradación de colorantes textiles comerciales.	48
6.2.	Ensayo de prueba para degradación de colorantes textiles comerciales con consorcio bacteriano.	50
6.2.1.	Degradación de colorantes textiles a una concentración inicial de 50 mgL ⁻¹ por consorcio bacteriano.	50
6.2.2.	Degradación de colorantes textiles a una concentración de 100 mgL ⁻¹ por consorcio bacteriano.	55
6.2.3.	Cinética de biodegradación para la degradación de colorantes textiles comerciales por consorcio bacteriano.	59
6.2.4.	Prueba de fitotoxicidad para la degradación de colorantes textiles comerciales.	61
6.3.	Ensayo de prueba de degradación de colorantes en agua residual textil real con consorcio.	63
6.3.1.	Degradación de la Muestra 1 de coloración aparente azul con el consorcio bacteriano.	64

6.3.2.	Degradación de la Muestra 2 de coloración aparente morada con el consorcio bacteriano.....	66
6.3.3.	Degradación de la Muestra 3 de coloración aparente café con el consorcio bacteriano.....	67
6.3.4.	Cinética de biodegradación de colorantes en agua residual textil real (M1, M2 y M3) con consorcio.	69
6.4.	Tratamiento secuencial fotocátalisis heterogénea- microbiológico.....	70
6.4.1.	Degradación de Muestra A agua residual de coloración aparente azul. 70	
6.4.2.	Degradación de Muestra B de coloración aparente roja.	73
6.4.3.	Degradación de Muestra C de coloración aparente café.....	75
6.4.4.	Cinética de biodegradación de agua residual textil real (MA, MB y MC) con consorcio.....	78
6.4.5.	Parámetros de entrada y salida de agua residual textil real (MA, MB y MC) con consorcio.....	78
6.4.6.	Prueba de fitotoxicidad de agua residual textil real (MA, MB y MC) con consorcio.....	79
7.	Discusión.....	82
7.1.	Degradación de colorantes textiles con cepa <i>E. coli</i> M6A y consorcio bacteriano.....	82
7.2.	Degradación de agua residual textil con consorcio bacteriano.	88
7.3.	Degradación de agua residual textil con tratamiento secuencial de fotocátalisis heterogénea y posterior uso de consorcio bacteriano.	91
8.	Conclusión.....	95
9.	Recomendaciones.....	96
10.	Anexos.....	97
11.	Bibliografía.....	102

1. Resumen

El gran desarrollo de la industria textil en las últimas décadas conlleva un alto consumo de agua misma que después de utilizarla se descarga de manera desmedida en cuerpos de agua causando niveles altos de contaminación. Los efluentes de esta industria contienen concentraciones altas de colorantes, una alta carga orgánica y un total de sólidos disueltos muy alto que provocan afectaciones a la flora y fauna del ecosistema e incluso están relacionadas con problemas en la salud humana. Se han utilizado estrategias de tratamiento para aguas residuales de distintas fuentes, estas estrategias se pueden clasificar en tres tipos de técnicas que son: tratamiento físico, tratamiento químico y tratamiento biológico, siendo los tratamientos biológicos los que resultan más rentables y aplicables. Los procesos de oxidación avanzada surgen como nuevas estrategias que mejoraran la degradación de los componentes de las aguas residuales textiles, en complementación con otros métodos estos resultan de gran eficacia.

En el presente trabajo se busca analizar la degradación de colorantes en aguas residuales textiles mediante un sistema combinado de fotocatalisis heterogénea y microbiológico. La metodología que se siguió fue el aislamiento e identificación de la cepa *E. coli* M6A, la formación de un consorcio bacteriano y el empleo de estos dos agentes biológicos en la degradación de tres colorantes textiles, así como muestras de agua residual textil para la cuantificación de la degradación de estas. Los resultados muestran que tanto la cepa *E. coli* M6A como el consorcio bacteriano formado tienen una capacidad prometedora en la degradación y decoloración de colorantes textiles. Posterior a la cuantificación de la degradación de los tratamientos probados se realizaron pruebas de fitotoxicidad con semillas de *Medicago sativa* para comprobar que los metabolitos producidos no son tóxicos para la germinación de dichas semillas.

2. Introducción.

2.1. Industria textil en México y el mundo.

La industria textil se ha desarrollado de forma exponencial en las últimas décadas sobre todo en los países en vías de desarrollo lo que ha llevado a que esta sea una de las industrias con mayor influencia en la economía mundial, por otra parte, esta industria requiere de un alto consumo de agua y su contribución en la contaminación a cuerpos de agua por los residuos producidos es cada vez mayor; esta industria ocupa el segundo lugar en cuanto a contaminación solo después que el sector agricultor (Deng, *et al.*, 2020; Luján, *et al.*, 2019; Liu, *et al.*, 2018).

La industria textil no sólo crea residuos tóxicos durante el proceso textil si no que de igual forma al final de la vida útil de los textiles estos representan un problema de contaminación para los ecosistemas lo que hace que la industria textil sea creadora de una huella ambiental significativa en el mundo (Kasavan, *et al.*, 2021). En el año 2010 casi el 3% de las emisiones de gases de efecto invernadero de todo el mundo fueron aportadas por el sector de gestión de residuos (Mohan & Oke, 2020), por otra parte se sabe que para 2017 China era el mayor exportador de prendas de vestir globalmente, representando un 54% de la producción mundial total, mientras que Estados Unidos es el mayor importador de estos productos demostrando que las cifras de la contaminación seguían creciendo puesto que en la industria textil se desperdicia entre el 10% y el 20% de todos los productos textiles (Pensupa, *et al.*, 2017).

El pretratamiento, teñido, estampado y acabado son los principales procesos dentro de la industria textil que generan una cantidad considerable de aguas residuales textiles, estas aguas interfieren en la fotosíntesis de los cuerpos de agua dónde terminan por las grandes concentraciones de colorantes que contienen y a su vez afecta el crecimiento de flora y fauna acuática, modifica la

solubilidad de los gases y provoca la eutrofización (Kasavan, *et al.*, 2021; Ceretta, *et al.*, 2020).

2.2. Contaminantes en aguas residuales textiles.

Los residuos textiles se pueden clasificar en dos grupos principales: los residuos textiles preconsumo y los residuos textiles postconsumo; estos últimos son generados por la eliminación de los productos por parte del consumidor, para este caso se tomará un especial interés en los residuos preconsumo, es decir, aquellos que se generan durante la producción y tienen más posibilidades de llegar a contaminar cuerpos de agua y con el tiempo el suelo aledaño al sitio de contaminación (Pensupa, *et al.*, 2017). Los efluentes de las fábricas textiles cuentan con la característica de tener colorantes mezclados con una amplia diversidad de contaminantes, estos contaminantes están determinados por el tipo de tejidos que se produce ya que actualmente se pueden generar tejidos celulósicos (provenientes de plantas), de proteínas (provenientes de animales) y por último tejidos sintéticos puesto que cada tipo de materia prima requiere de distintos químicos específicos para su elaboración (Deng, *et al.*, 2020; Pensupa, *et al.*, 2017). Los componentes del efluente son difíciles de concretar puesto que cada fábrica cuenta con un método distinto e inclusive este puede variar entre cada lote, pero se sabe que hay una diversidad de químicos orgánicos tóxicos y algunos no biodegradables (Liu, *et al.*, 2018).

Los efluentes de este tipo de industrias están muy coloreados puesto que se mezclan en todo el proceso de manufactura textil, contienen una alta carga orgánica y un total de sólidos disueltos muy alto. Dentro de las sustancias químicas que se sabe que contienen los flujos de aguas residuales textiles se encuentran sales como NaCl y Na₂SO₄, estas sales son usadas en la tinción de prendas para mejorar la fijación del colorante a la prenda hecha a partir de fibra de celulosa (Mohan & Oke, 2020).

En un estudio donde se observó cómo se ha desarrollado la investigación de residuos textiles utilizando análisis bibliométrico realizado en 2021 mostró que la

investigación en el ámbito incrementa cada vez más, por ejemplo, de 2013 a 2020 se han publicado 2269 investigaciones sobre residuos textiles, lo que representa el 68,84% de todos los estudios incluidos. (Kasavan, *et al.*, 2021).

2.2.1. Colorantes en aguas textiles residuales.

Como ya se hizo mención los colorantes son característicos de las aguas residuales textiles. Según Pensupa, *et al.* (2017) informó que aproximadamente se utilizaron 700,000-1,000,000 toneladas de colorantes y de estos, alrededor de 280,000 toneladas fueron desechados en el agua residual de esta industria en el año 2017. Los colorantes a utilizar son de acuerdo con el tipo de fibra que se requiera teñir; además se utilizan aglutinantes y resinas poliméricas para favorecer la unión de los colorantes a la matriz del tejido, los colorantes que no logran adherirse de manera correcta al tejido son removidos por medio de detergentes (como lo son: alquilarilsulfonatos, alquilfenolpoliglicoles sulfatados, etoxilatos de alquilfenol, palmitato de sodio y estearato de sodio) en una etapa posterior al teñido llamada proceso de lavado y estos detergentes acaban en los efluentes junto con los colorantes no adheridos al tejido (Pensupa, *et al.*, 2017).

Alrededor de un 10 a 20% de los colorantes son descargados como efluentes, mismos que resultan siendo peligrosos y tóxicos para el medio ambiente (Al-Mamun, *et al.*, 2019). La clasificación de los colorantes encontrados en las aguas residuales textiles de acuerdo con su composición química es: colorantes azoicos (constituyen un 60-70% de los colorantes), colorantes de antraquinona, colorantes derivados de índigo, colorantes de xantenos, colorantes de ftalocianina, colorantes nitrados y nitrosados, colorantes de difenilmetano y trifenilmetano y colorantes polimetínicos y metales pesados como cromo, arsénico, cobre y zinc (Berradi, *et al.*, 2019). A continuación, se describen de forma más amplia algunos de los grupos de colorantes mencionados anteriormente.

2.2.1.1. Colorantes azoicos.

Son los colorantes más utilizados dentro del proceso de teñido de textiles, son sustancias químicas xenobióticas deficientes en electrones (Zhang, *et al.*, 2021) se caracterizan principalmente por contar con enlaces azoicos ($R-N=N-R'$ donde R son grupos aromáticos), pueden ser compuestos químicos sintéticos y orgánicos (Pinheiro, *et al.*, 2022) y estos son responsables de causar efectos adversos en la estructura de los ecosistemas además de ser no biodegradables y recalcitrantes (Goud, *et al.*, 2020). Podemos encontrar clasificaciones de este tipo de colorantes de acuerdo con el número de enlaces con los que cuenta su estructura química (Pinheiro, *et al.*, 2022), pero para aquellos colorantes de importancia en la industria se pueden clasificar como se muestra en la Figura 1 (Goud, *et al.*, 2020; Tran, *et al.*, 2021).

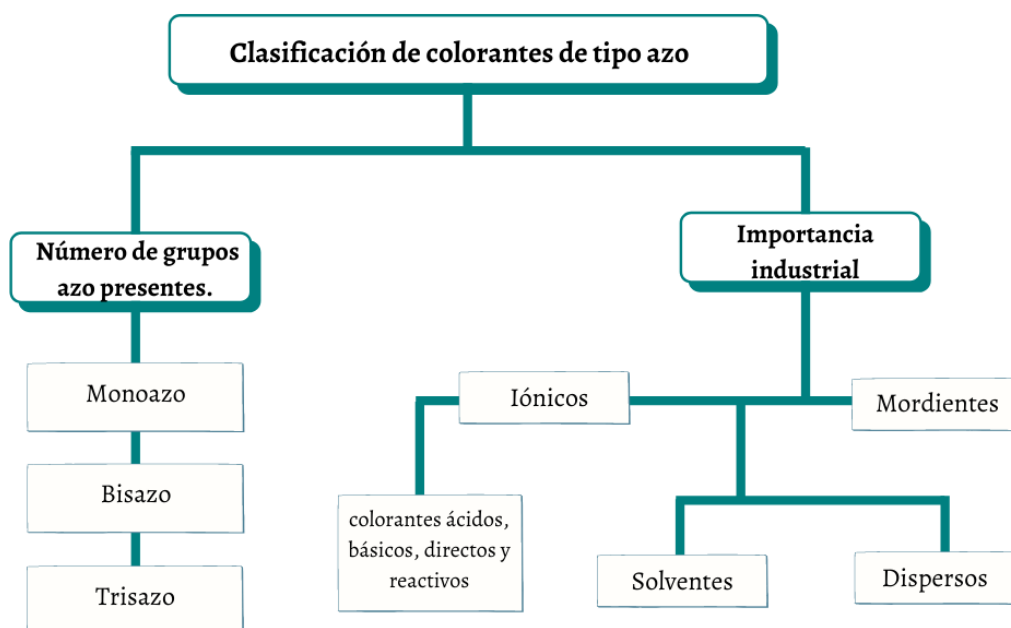
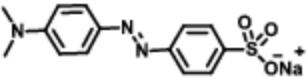
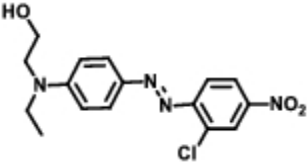


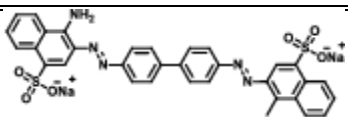
Figura 1. Clasificación de los colorantes de tipo azoico. Fuente: Elaboración propia.

En la industria textil se utilizan más de 3000 colorantes de tipo azoico donde se destacan algunos por su amplia utilización (Tabla 1), este tipo de colorantes tiene efectos en la salud como ulceraciones de la piel y las membranas mucosas,

irritación de las vías respiratorias, perforación del tabique nasal, dermatitis, hemorragia, diarrea y vómitos (Goud, *et al.*, 2020) además de que en tratamientos biológicos muchas veces no se metabolizan fácilmente (Zhang, *et al.*, 2021).

Tabla 1. Principales colorantes de tipo azoico usados en la industria textil con su estructura química. Fuente: Elaboración propia.

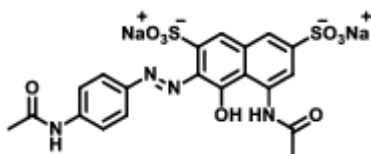
Nombre de colorante azo	Estructura química	Características generales	Bibliografía
Naranja de metilo		<p>Soluble en agua, la disposición de películas compuestas es económica y sencillo. Provoca irritación cutánea y ocular e irritación gastrointestinal.</p>	<p>Jilani, <i>et al.</i>, (2018); Goud, <i>et al.</i>, (2020).</p>
Rojo disperso 13		<p>Cuenta con un punto de fusión de 133 °C. Provoca irritación cutánea y de las vías respiratorias. Mutagénico para la salmonella y los seres humanos.</p>	<p>National Center for Biotechnology Information, (2022); Goud, <i>et al.</i>, (2020).</p>
Rojo Congo		<p>Soluble en agua, Es un polvo de color rojo pardusco, rojo amarillo en agua y naranja en</p>	<p>Hoseini, <i>et al.</i>, (2019); Cui, <i>et al.</i>, (2021); Goud,</p>



alcohol; se utiliza como *et al.*, (2020)
 indicador ácido-base y
 es un representante en
 la contaminación de
 aguas residuales.
 Efecto cancerígeno y
 mutagénico.

Compuesto no volátil,
 soluble en agua,
 genotóxico y

Violeta
 ácido 7



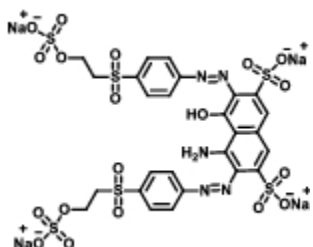
recalcitrante. Provoca
 aberraciones
 cromosómicas,
 peroxidación lipídica y
 efecto inhibidor de la
 acetilcolinesterasa.

N.J., *et al.*,
 (2021); Goud,
et al., (2020).

Colorante reactivo,
 recalcitrante, presente
 en flujos de desechos
 de fábricas textiles.
 Reduce la eficiencia del
 uso de nitrógeno y la
 actividad de la ureasa
 de las plantas.

Saba, *et al.*,
 (2018). Goud,
et al., (2020)

Negro
 reactivo 5



2.2.1.2. Colorantes de antraquinona.

Los derivados de antraquinona (AQ por sus siglas en inglés) son el grupo más grande de pigmentos naturales con aproximadamente 700 compuestos descritos en bibliografía y el segundo grupo de colorantes comercializados, son de gran

interés por su estabilidad superior y solidez a la luz, además que los AQ presentan un gran potencial como inhibidor de crecimiento de hongos y bacterias (Ziarani, *et al.*, 2018). Los colorantes de antraquinona son moléculas quiméricas, a base de antraceno y quinona (Figura 2) que son muy utilizados en textiles, alimentos, plásticos, cosméticos, farmacéuticos, etc. (Loera-Serna, *et al.*, 2019). Dentro de las características estructurales encontramos hay presencia de uno o más grupos cetónicos a un sistema conjugado que a su vez, presenta sustituyentes en conjugación con los grupos carbonilo, como hidroxilo y/o amino, además de halógenos, azufre, etc.

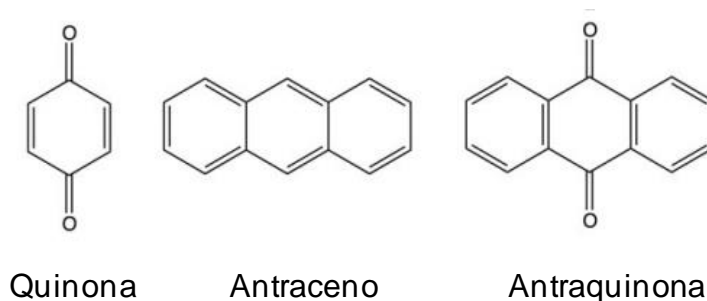


Figura 2. Moléculas de quinona, antraceno y antraquinona. Fuente: Loera-Serna, *et al.*, (2019).

Dentro de este grupo de colorantes uno que es de gran importancia en la industria textil es Alizarin Red S (Figura 3), una sal de sodio con ácido 1, 2-dihidroxi-9, 10-antraquinona sulfónico, ya que es soluble en agua y puede teñir lana, algodón y seda de manera efectiva sin la ayuda de agentes aglutinantes auxiliares, lo que lo convierte en uno de los principales contaminantes en las aguas residuales textiles, este puede provocar nefritis, malformación y mutagenicidad en humanos (Gul, *et al.*, 2022).

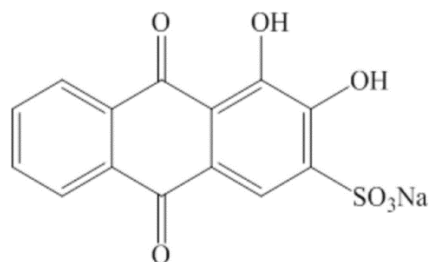


Figura 3. Estructura química de Alizarin Red S. Fuente: Gul, *et al.*, (2022)

2.2.1.3. Colorantes derivados de índigo.

Los colorantes derivados de índigo tienen un gran peso histórico por los colores azul y púrpura tan característicos que brindan, estos colorantes son a base de la indigotina natural (Figura 4) extraída de las plantas de índigo. El índigo es un grupo de compuestos carbonílicos, uno de los colorantes más antiguos conocidos en términos de colorante azul (Wahyuningsih, *et al.*, 2017). Entre varios colorantes basados en cultivos, el índigo es uno de los tintes más demandados en la industria de la mezclilla, hasta el 95 % de la producción total de este colorante se usa en la industria de la mezclilla. El índigo sintético derivado del petróleo ha traído consecuencias perjudiciales para la salud y el medio ambiente (Pattanaik, *et al.*, 2020).

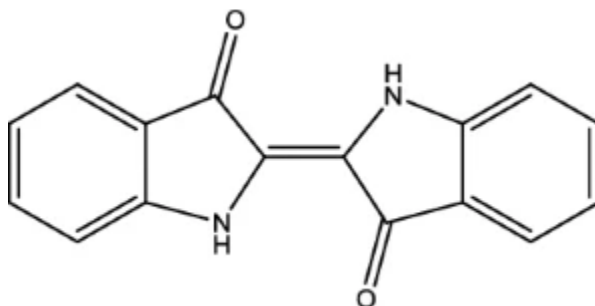


Figura 4. Estructura química de indigotina natural. Fuente: Pattanaik, *et al.*, (2020).

El interés desde el punto de vista industrial nace a partir de sus propiedades físicas, pues los índigoides en estado sólido son fotoquímicamente inertes e insolubles en disolventes acuosos y orgánicos, por lo que estos colorantes resultan ser resistentes a la luz y al lavado (Pattanaik, *et al.*, 2020) y de ahí su uso en prendas de mezclilla que se caracterizan por su duración.

2.3. Antecedentes en el tratamiento de aguas residuales textiles.

En relación con el tipo de colorante se utilizarán estrategias de tratamiento para aguas residuales distintas, estas estrategias se pueden clasificar en tres tipos de técnicas que son: tratamiento físico, tratamiento químico y tratamiento biológico (Figura 5); al ser no biodegradables la mayoría de los compuestos utilizados en los procesos textiles se utilizan tratamiento físicos y químicos (Pensupa, *et al.*, 2017). El tratamiento físico es el primer paso en el tratamiento de aguas textiles residuales, aunque muchas de sus técnicas no son completamente eficientes por sí solas como lo es la sedimentación, la filtración por membranas, aunque resulta efectiva presenta problemas en la obstaculización frecuente de la membrana por partículas extrañas y la adsorción no indica un proceso de tratamiento real en las aguas residuales textiles; en cuanto a los tratamientos químicos la coagulación podría generar aún más contaminación por los lodos que se crean y muchas veces no son manejados de forma adecuada y por último los tratamientos biológicos es una opción económica y amigable con el ambiente, pero por la naturaleza no degradable de muchos de los colorantes en estos procesos se tiene biopersistencia e implican que el contaminante en cuestión se transfiera a la biomasa de microorganismos utilizados (Al-Mamun, *et al.*, 2019; Gomaa, *et al.*, 2012).

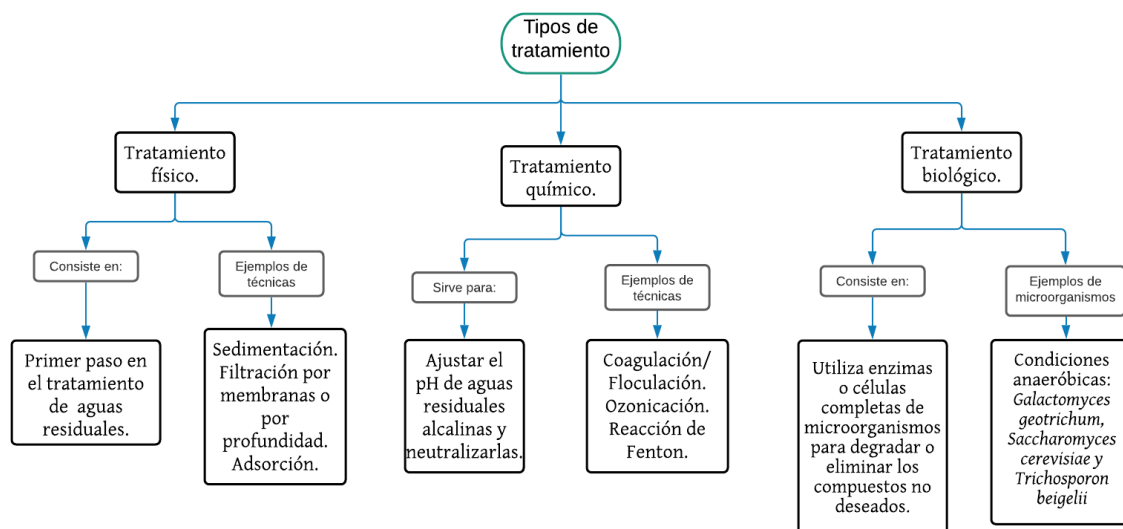


Figura 5. Tipos de tratamientos para aguas residuales textiles. Las tres categorías muestran una breve descripción sobre su tipo y un ejemplo de la técnica que es común de su tipo. Fuente: Elaboración propia.

Para el tratamiento de aguas residuales textiles tenemos que la técnica más común en las plantas de tratamiento es la electrocoagulación (Pattnaik, *et al.*, 2018), de igual forma los procesos tradicionales como la cloración y ozonización degradan algunas clases de colorantes (Al-Mamun, *et al.*, 2019). El interés por los microorganismos capaces de degradar colorantes aumenta cada vez más por lo que se emplean enzimas como la peroxidasa inmovilizada en nanopartículas de Fe₃O₄ para tratar colorantes azoicos (Darwesh, *et al.*, 2019), levaduras como es el caso de *Galactomyces geotrichum* para degradar colorantes tipo azoico (Guo, *et al.*, 2019), algunos hongos como *Aspergillus niger* (Li, *et al.*, 2019), algas donde se ha usado la familia Chlorellaceae (Oyebamiji, *et al.*, 2019), bacterias como *Bacillus spp* y *Alcaligenes faecalis* (Hossen, *et al.*, 2019).

Anteriormente se usaba solo un método para el tratamiento de aguas residuales textiles, por lo general de tipo químico o fisicoquímico, pero estos resultan costosos, ineficientes y de limitada aplicabilidad; los tratamientos de tipo biológicos resultan más rentables y aplicables (Gomaa, *et al.*, 2012).

2.3.1. Fotocatálisis.

La fotocatálisis es un proceso de oxidación avanzada (AOP por sus siglas en inglés), para definirla se puede decir que es un tipo de catálisis que acelera una reacción química en presencia de un catalizador (fotocatalizador) cuando se expone a la luz y está se describe en términos de fotón ($h\nu$) (Kemacheevakul & Chuangchote, 2021). La fotocatálisis es una opción atractiva en el uso de la luz como fuente de energía renovable para favorecer reacciones químicas (Thomson, *et al.*, 2020).

Los factores que influyen más en la reacción fotocatalítica son: la concentración inicial de contaminante, el tipo y la intensidad de la irradiación, el tipo y la masa del catalizador, el pH, la temperatura, el flujo radiante y la concentración de oxígeno (Antonopoulou, *et al.*, 2021). En especial la fotocatálisis depende de la luz y de los valores de pH que pueden ser alterados por la concentración de colorantes en las aguas residuales puesto que estos elevan el pH además el pH influye directamente en la degradación fotocatalítica pues modifica las propiedades fisicoquímicas de los catalizadores; por otro lado, los colorantes interfieren con la penetración de la luz en las aguas residuales (Ceretta, *et al.*, 2020; dos Santos, *et al.*, 2019) Es recomendable utilizar un método secuencial para el tratamiento de aguas residuales textiles.

La fotocatálisis puede ser homogénea o heterogénea dependiendo del estado físico distinto del catalizador y la especie que reacciona; se prefiere la utilización de la fotocatálisis heterogénea al ser más económica (Kumar, *et al.*, 2021). La fotocatálisis homogénea es el proceso en el que el fotocatalizador está en la misma fase con el reactivo, es bajo la exposición de luz y en este tipo de catálisis los radicales libres se producen por la iluminación de la luz sobre moléculas homogéneas de agentes oxidantes como el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y el ozono (O_3), que se disuelven en agua u otro medio (Kemacheevakul & Chuangchote, 2021).

Según Parthiban & Devanand (2021) la fotocatalisis heterogénea es un procedimiento eficaz para destruir contaminaciones naturales en el agua e implica la formación de radicales por irradiación ultravioleta (UV), una reacción que puede ser catalizada por materiales semiconductores (óxidos metálicos como fotocatalizadores). El proceso consiste por lo general en un fotocatalizador sólido que está en contacto con compuestos orgánicos o contaminantes (acuosos o gaseosos), donde se proporcionan sitios activos en la superficie y ahí habrá interacciones del reactivo y el sitio activo llevándose a cabo la reacción química, los fotocatalizadores se encuentran en forma de fase suspendida o estado inmovilizado (Kumar, *et al.*, 2021; Ceretta, *et al.*, 2020; Kemacheevakul & Chuangchote, 2021). De manera más detallada el proceso consta de 4 pasos (Figura 6), cada uno de los pasos o etapas del proceso están nombrados como (I) Absorción de luz para la generación del par electrón-hueco, (II) Separación de carga y migración de portadores fotogenerados, (III) Formación de radicales hidroxilo e iones superóxido mediante reacciones redox y (IV) Fotodescomposición de compuestos orgánicos a través de la reacción con especies activas en la superficie del catalizador (Kemacheevakul & Chuangchote, 2021) y estos a su vez están descritos de manera más amplia en la Tabla 2.

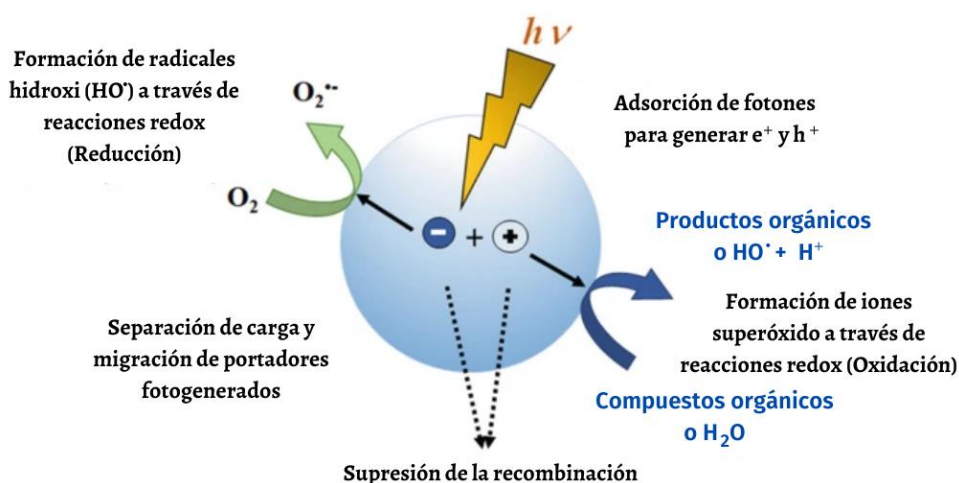


Figura 6. Cuatro etapas de la fotocatalisis heterogénea. Fuente: Modificada de Kemacheevakul & Chuangchote, (2021).

Tabla 2. Características generales de las cuatro etapas del proceso de fotocatalisis heterogénea. Fuente: Elaboración propia.

Fase del proceso	Características generales
1 Absorción de luz para la generación del par electrón-hueco.	Durante esta etapa un electrón (e^-) se activa a la banda de conducción después de la absorción de luz, por lo que se generan huecos (h^+) en la banda de valencia.
2 Separación de carga y migración de portadores fotogenerados.	Depende de las características fisicoquímicas del fotocatalizador: estructura cristalina, la cristalinidad y el tamaño de partícula. La disminución de la actividad fotocatalítica puede ser provocada por la baja cristalinidad. En esta etapa ocurren las reacciones químicas superficiales, electrones y huecos fotogenerados se llegan a recombinar entre sí.
3 Formación de radicales hidroxilo e iones superóxido mediante reacciones redox	Reacción oxidativa entre los huecos (h^+) y los compuestos orgánicos y agua que generara como producto HO^\bullet y H^+ (que pueden formar más H_2O_2). Reacción reductora entre electrones y moléculas de O_2 que generan iones superóxido ($O_2^{\bullet-}$) (que pueden formar aún más HO_2^\bullet , H_2O_2 y HO^\bullet)
4 Foto descomposición de compuestos orgánicos a través de la reacción con especies activas en la superficie del catalizador	Los productos obtenidos de las reacciones anteriores son ahora especies reactivas de oxígeno (ROS, por sus siglas en ingles) que se involucran en la iniciación de otras reacciones fotocatalíticas que pueden reaccionar con los compuestos orgánicos objetivo para degradarlos o convertirlos en subproductos menos dañinos.

De igual forma Al-Mamun, *et al.* (2019) describen de una manera diferente para poder visualizar como en la fotocatalisis heterogénea la velocidad del proceso depende de las fases de reacción (que incluyen los pasos II, III y IV) y los pasos de transferencia de masa (I y V) no tienen peso en la velocidad global del proceso al ser muy rápidas (Figura 7).

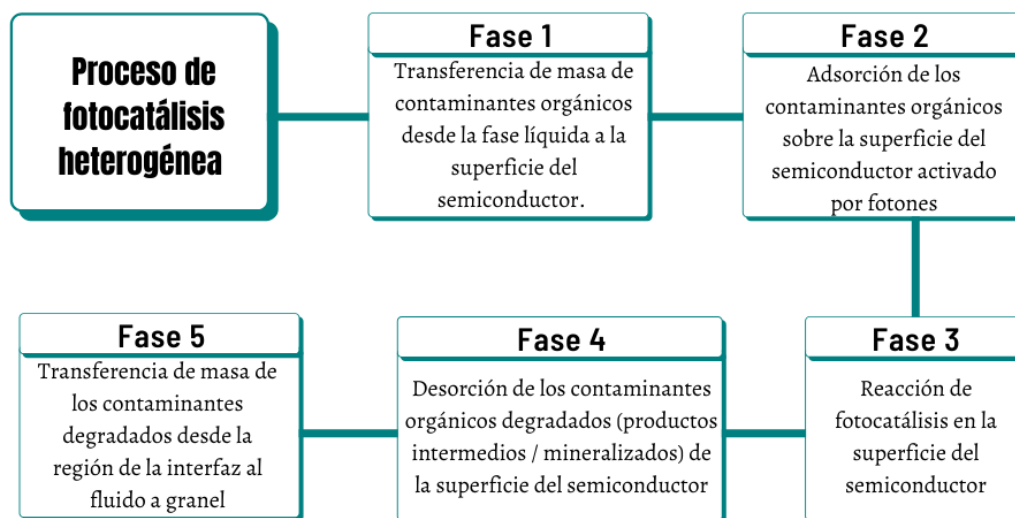


Figura 7. Proceso de fotocatalisis heterogénea. Se describen las 5 fases del proceso. Fuente: Elaboración propia.

El fotocatalizador es parte esencial del proceso, este se puede definir como sustancias capaces de producir transformaciones químicas (por medio de absorción) en las sustancias compañeras de la reacción al interactuar químicamente con estas sustancias en repetidas ocasiones sin que exista una modificación permanente en su composición química; la presencia de un fotocatalizador supone el aumento de la velocidad de reacción o bien de la iniciación bajo luz (ultravioleta, infrarroja o visible) y por último el rol de la luz será fotoexcitar el sólido que funciona como fotocatalizador (Palmisano, 2016)

La investigación enfocada a los semiconductores metálicos como fotocatalizadores es extenso ya que presentan una mayor resistencia a los

semiconductores de metales nobles, entre ellos se encuentran varios grupos de semiconductores sólidos como óxidos: TiO_2 , óxido de cerio (CeO_2), óxido de zinc (ZnO), óxido de circonio (ZrO_2), óxido de hierro (Fe_2O_3), óxido de tungsteno (WO_3) y vanadio pentóxido (V_2O_5) y sulfuro de zinc (ZnS), sulfuro de cadmio (CdS), entre otros; en la Tabla 3 se muestran ejemplos fotocatalizadores típicos que normalmente son materiales semiconductores, la utilización de semiconductores es debido a que estos materiales pueden absorber la luz para activar el movimiento de los electrones, lo que provocará que se generen especies reactivas (Al-Mamun, *et al.*, 2019; Kemacheevakul & Chuangchote, 2021). Existe una gran diversidad de materiales fotocatalíticos, uno de los más investigados por su estabilidad termodinámica, su bajo costo y el hecho que no es tóxico es el dióxido de titanio (Parthiban & Devanand, 2021).

Tabla 3. Principales fotocatalizadores utilizados en la fotocatalisis heterogénea. Fuente: Kemacheevakul & Chuangchote, (2021).

Fotocatalizador	Brecha de banda (eV)	Región espectral
ZnS	3.80	UV
SnO ₂	3.80	UV
TiO ₂ (Anatasa)	3.24	UV
ZnO	3.20	UV
TiO ₂ (Rutilo)	3.02	UV y visible
CdS	2.40	UV y visible
Cu ₂ O	2.20	UV y visible

2.3.2. Consorcios microbianos como tratamiento de biorremediación.

Un gran número de estudios ha demostrado la capacidad de microorganismos para degradar colorantes azoicos encontrados en las aguas residuales textiles, se han reportado el aislamiento de consorcios microbianos de fábricas de colorantes que han decolorado y reducido el pH a valores cercanos a la neutralidad de las aguas residuales textiles reales, es decir, sin ningún tratamiento previo (Ceretta, *et al.*, 2020). Los microorganismos endófitos son de tipo endosimbióticos que han exhibido un potencial superior de degradación de colorantes con una eficiencia excepcionalmente alta al producir un alto potencial redox y enzimas específicas bajas que catalizan la degradación de colorante.

En estudios ya se tiene reportado la degradación de colorantes de tipo azoico en condiciones anaeróbicas y a su vez está mediada por reacciones catalizadas enzimáticamente; se han reportado algunas enzimas como azorreductasas, lacasas, lignina peroxidasas, Mn peroxidasas, DCIP-NADH reductasas, tirosinasa, aminopirina N-desmetilasa y riboflavina reductasas involucradas directamente en esta degradación (Imran, *et al.*, 2015). De igual forma, los colorantes negros reactivo 5 y negro reactivo 4 ya han sido decolorados por consorcios microbianos a nivel laboratorio en un $94 \pm 6\%$ teniendo como cosustratos glucosa, levadura y triptona. (Saba, *et al.*, 2018). En la Tabla 4 se puede observar una lista de microorganismos que se han reportado como degradadores de colorantes azoicos, así como las enzimas que intervienen en el proceso.

Tabla 4. Microorganismos que se han reportado con actividad degradadora de colorantes azoicos y las enzimas involucradas. Fuente: Modificada de Imran, *et al.* (2015).

Microrganismo	Enzimas degradadoras encontradas
<i>Ganoderma sp.</i>	Lacasa, lignina peroxidasa y peroxidasa de manganeso
<i>Penicillium ochrochloron</i>	Lignina peroxidasa, lacasa, tirosinasa, NADH-DCIP reductasa y aminopirina N-desmetilasa
<i>Enterobacter sp.</i>	Azoreductasa
<i>Pseudomonas putida</i>	Azoreductasa
<i>Bacillus sp.</i>	Lignina peroxidasa, tirosinasa, NADH-DCIP reductasa, azoreductasa y riboflavina reductasa
<i>Lactobacillus casei.</i>	Azoreductasa
<i>Galactomyces geotrichum.</i>	Lignina peroxidasa, lacasa, riboflavina reductasa y NADH-DCIP reductasa.
<i>Rhizobium radiobacter.</i>	Azoreductasa, lignina peroxidasa, DCIP reductasa, MG reductasa y Aminopirina N-desmetilasa
<i>Bacillus cereus.</i>	Azoreductasa
<i>Caulobacter subvibrioides</i>	Azoreductasa
<i>Sphingomonas sp</i>	Azoreductasa

2.3.3. Sistemas combinados de degradación de aguas residuales textiles.

Los métodos combinados cada vez resultan más factibles para la degradación de aguas residuales textiles. Ceretta, *et al.* (2020) reportó el uso de consorcios microbianos y un posterior proceso de fotocátalisis con ZnO como semiconductor dónde se obtuvo una eficiencia total de decoloración del 95.7%. Por otra ya se encuentra reportado que para el caso de colorantes azoicos en un ambiente anaerobio los consorcios microbianos pueden usar azo reductasas para la

reducción de enlaces azo altamente electrofílicos y generar aminas incoloras, pero estas aminas pueden resultar más resistentes a la posterior biodegradación, no obstante, después de la destrucción de los azoquímicos xenobióticos, los productos amino son buenos sustratos para la mineralización aeróbica por lo que la combinación de un proceso de oxidación avanzado (AOP) con la degradación biológica resulta en una alternativa viable económicamente y amigable con el medio ambiente (Zhang, *et al.*, 2021).

2.4. Planteamiento del problema.

En México la industria textil tiene un gran papel social y económico desde hace mucho tiempo, diversos estados del centro del país se posicionaron al frente del mercado a lo largo de la historia al entrar en la industria textil como es el caso de Puebla y Tlaxcala, a tal grado que en el 2001 Puebla se convirtió en el principal proveedor textil de Estados Unidos y desde entonces en el estado solo se incrementan el número de nuevas micro, pequeñas, medianas y grandes empresas que dan empleo a un gran número de ciudadanos y ayudan al crecimiento económico regional (Burguete-Garcia, *et al.*, 2019). Aunque actualmente se plantean estrategias para el desarrollo sostenible en la producción de textiles, las aguas residuales aún son desechadas sin tratamiento previo a altas temperaturas y con concentraciones de colorantes mayores a las permitidas ante la ley en drenajes (Rodríguez & Fernández, 2006; Greenpeace, 2012), pero sobre todo se ha reportado que las industrias descargan directamente a los ríos, lagos y océanos entre el 85 y 90% del agua residual total que generan (SEMARNAT, 2018). De igual forma se han realizado estudios en fábricas de textiles para ver los compuestos peligrosos en sus residuos, uno de los que destaca fue llevado a cabo en el estado de Puebla, indicando un problema con las sustancias químicas desechadas continuamente por parte de este sector (Greenpeace, 2012).

La contaminación a cuerpos de agua es uno de los principales problemas que enfrenta la sociedad actualmente, en especial porque el agua está siendo

contaminada por varios tipos de compuestos, incluidos productos farmacéuticos y de cuidado personal, así como colorantes orgánicos (Kemacheevakul & Chuangchote, 2021).

La gran mayoría de los contaminantes del agua proviene de los residuos de la industria, algunos de los compuestos más difíciles de tratar son los provenientes de fábricas de textiles debido a las características que presentan las moléculas de los contaminantes. Según Deng, *et al.* (2020) para el año 2018 los procesos industriales ascendían a la generación de hasta 8×10^6 toneladas de aguas residuales con colorantes al año, las grandes cantidades podrían representar un problema a nivel mundial por el riesgo que existe sobre la salud humana.

El tratamiento de las aguas residuales textiles tiene importancia a nivel nacional y mundial debido al actual daño provocado en el medio ambiente y por las futuras repercusiones al sector salud. Actualmente existen métodos para tratar las aguas residuales textiles, pero surge la creciente necesidad de un proceso que además de eliminar el problema sea amigable con el medio ambiente; la biotecnología ofrece una opción eficaz para la recuperación de aguas contaminadas y así solucionar el problema definitivamente por medio de la implementación de sistemas biológicos que incluyan la participación de bacterias, hongos, enzimas o plantas.

3. Hipótesis.

El sistema combinado fotocátalisis-microbiológico es factible como tratamiento para aguas residuales textiles al degradar en sustancias de menor toxicidad los contaminantes presentes originalmente.

4. Objetivo general.

- Analizar la degradación de colorantes en aguas residuales textiles mediante un sistema combinado de fotocátalisis heterogénea y microbiológico.

4.1. Objetivos específicos.

- Cuantificar la degradación de colorantes en aguas residuales textiles con fotocatalisis heterogénea
- Emplear el tratamiento con consorcio microbiano para aguas residuales textiles.
- Implementar el sistema de fotocatalisis combinado con un consorcio microbiano para la degradación de colorantes en aguas residuales textiles.

5. Metodología.

5.1. Reactivos.

Tabla 5. Reactivos utilizados durante los ensayos de degradación de colorantes textiles. Fuente: Elaboración propia.

Reactivo	Formula química	Peso molecular (gmol ⁻¹)
Ácido bórico	H ₃ BO ₃	61.83
Cloruro de calcio	CaCl ₂	110,98
Cloruro de sodio	NaCl ₂	58.44
Fosfato dipotásico	K ₂ HPO ₄	174.2
Fosfato monopotásico	KH ₂ PO ₄	136,086
Molibdato de sodio	Na ₂ MoO ₄	205.92
Sulfato de cobalto (II)	CoSO ₄	154.996
Sulfato de cobre (II)	CuSO ₄	159.609
Sulfato de hierro (II)	FeSO ₄	151.908
Sulfato de magnesio	MgSO ₄	120.366
Sulfato de manganeso	MnSO ₄	151.001
Sulfato de níquel	NiSO ₄	154.75
Sulfato de zinc	ZnSO ₄	161.47

Los colorantes textiles comerciales empleados para los ensayos de prueba de degradación fueron el azul marino 606, rojo escarlata 604 y verde ultramar 667 de la marca Mariposa® en presentación sólida, los cuales fueron identificados reportados por la empresa como colorantes derivados de antraquinona. Los colorantes fueron previamente pulverizados para una mejor manipulación en los experimentos.

Para el proceso de fotocátalisis se utilizó el catalizador $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$ ya sintetizado proporcionado por la Dra. Gabriela Pérez Osorio investigadora de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, el proceso de síntesis del catalizador que se empleo fue por el método sol-gel.

El agua residual textil utilizada para los ensayos de degradación fue proporcionada por el Dr. José Carlos Mendoza Hernández investigador de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla misma que fue recolectada de una empresa textil del estado de Puebla, las muestras corresponden a la descarga final del proceso previo a ingresar a la planta de tratamiento de esta, las muestras fueron almacenadas en refrigeración a una temperatura de 5 °C.

5.2. Metodología general.

Dentro de la metodología experimental se realizaron un total de cuatro ensayos (ver Figura 8): el primero realizado para cuantificar una de las cepas aisladas, el segundo realizado con el fin de probar el consorcio formado en la degradación de colorantes textiles de uso comercial, en el tercer ensayo se probó el consorcio con agua residual textil real y en el cuarto ensayo se probó la eficacia del consorcio formado en un tratamiento secuencial de fotocátalisis heterogénea y tratamiento microbiológico.

Metodología experimental general

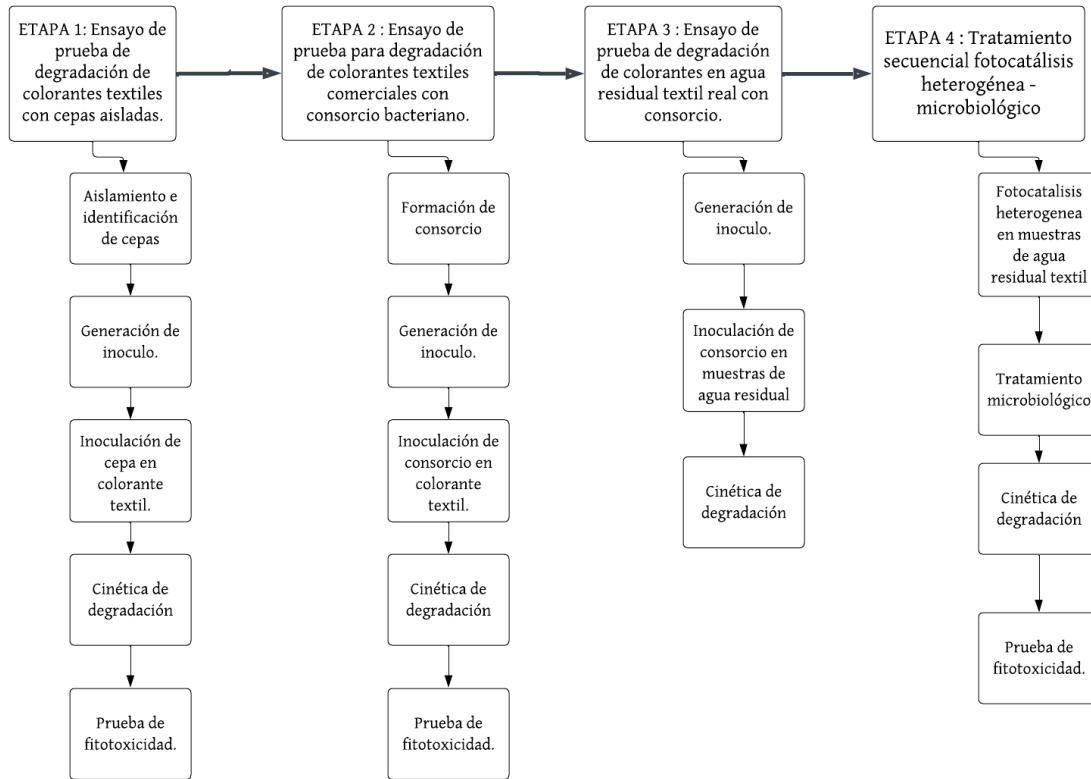


Figura 8. Diagrama de metodología general para el tratamiento secuencial de degradación de colorantes textiles fotocatalísis heterogénea- microbiológico

De igual forma se utilizaron un total de tres colorantes textiles comerciales para probar la degradación de la cepa seleccionada y posterior consorcio formado (etapa 1 y etapa 2), además de un total de seis muestras distintas de agua residual textil, tres de las muestras (M1, M2 y M3) utilizadas para la etapa 3 y las tres restantes (MA, MB y MC) empleadas en la última etapa donde se utilizó una metodología secuencial en la degradación. Dichas muestras se muestran en la Tabla 6.

Tabla 6. Muestras utilizadas en la degradación de las distintas etapas del experimento.

Nomenclatura	Nombre de muestra	Características generales	Etapas donde se empleó
-	Azul marino 606	Colorante textil comercial con la que se generó agua textil sintética	1 y 2
-	Rojo escarlata 604	Colorante textil comercial con la que se generó agua textil sintética	1 y 2
-	Verde ultramar 667	Colorante textil comercial con la que se generó agua textil sintética	1 y 2
M1	Muestra 1	Agua textil real de color aparente azul turquesa.	3
M2	Muestra 2	Agua textil real de color aparente morado intenso	3
M3	Muestra 3	Agua textil real de color aparente café claro	3
MA	Muestra A	Agua textil real de color aparente azul marino intenso	4
MB	Muestra B	Agua textil real de color aparente rojo intenso	4
MC	Muestra C	Agua textil real de color aparente café claro	4

5.3. Etapa 1: Ensayo de prueba de degradación de colorantes textiles con cepas aisladas.

5.3.1. Aislamiento e identificación de cepas.

Se tomaron muestras de suelo en los alrededores de Ciudad Universitaria de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla de seis ubicaciones diferentes enlistadas en la Tabla 7.

Tabla 7. Ubicación geográfica de las muestras de suelo tomadas para el aislamiento de cepas bacterianas. Fuente: Elaboración propia.

Muestra	Ubicación de muestra
M1	19°00'00.6"N 98°11'39.3"W
M2	19°00'16.8"N 98°11'45.2"W
M3	19°00'16.0"N 98°11'42.4"W
M4	19°00'21.0"N 98°11'58.4"W
M5	18°59'59.5"N 98°11'39.0"W
M6	19°00'16.7"N 98°11'45.1"W

Se agregó 0.5 g de suelo de la muestra en medio Luria Bertani (LB) (10 gL⁻¹ de Peptona de caseína, 10 gL⁻¹ de NaCl, 5 gL⁻¹ de Extracto de Levadura) con 150 mg de colorante azul marino 606 y negro a 30°C durante 48 h para posteriormente ser sembradas en agar Mc Conkey y Agar Nutritivo para lograr su aislamiento. De las seis muestras obtenidas la de mejor capacidad para degradar el colorante añadido fue elegida para hacer un ensayo para cuantificar su capacidad de degradación.

Para la identificación de la cepa que se eligió como la ideal para degradar colorantes se realizaron pruebas bioquímicas (Agar Hierro Lisina, Movilidad Indol Ornitina, Agar Citrato, Rojo de Metilo y Voges Proskauer y Caldo Urea) además de la morfología en placa que presentó en medio Mc Conkey.

5.3.2. Generación de inóculo.

Para la generación de inóculo se colocó 500 µl de cada cepa en 5 mL medio LB, se sometió a incubación durante 48 h a 30°C después del crecimiento se centrifugó a 8000 rpm durante 15 minutos al termino se decantó el sobrenadante, se repitió el proceso hasta terminar con el medio LB con crecimiento. Finalmente, el pellet se resuspendió en Medio Mínimo Mineral (MMM) ajustando a 0.5 Abs a 600 nm que equivale a 1×10^9 UFCmL⁻¹ aproximadamente.

5.3.3. Ensayo con cepa *Escherichia coli* M6A seleccionada para degradación de colorantes textiles comerciales.

Previo al ensayo de degradación se realizó una prueba para determinar si la cepa podía degradar el colorante azul Marino 606 con mayor efectividad con una concentración de sacarosa, por lo que se añadió en 5 mL de MMM con una concentración de 100 mgL⁻¹ de colorante comercial azul marino 606 diferentes concentraciones de sacarosa (1 gL⁻¹, 2 gL⁻¹, 3 gL⁻¹, 4 gL⁻¹ y 5 gL⁻¹) y un tubo sin sacarosa durante 24 h para una observación cualitativa de la degradación de la cepa *E. coli* M6A. Se seleccionó la concentración de sacarosa que funcionó mejor para la degradación y se utilizó para el ensayo.

Para el ensayo además de probar la cepa M6A con tres diferentes colorantes textiles (azul marino 606, rojo escarlata 604 y verde ultramar 667) a una concentración de 100 mgL⁻¹ se probó el tratamiento con una adición de 3 gL⁻¹ de sacarosa. El ensayo fue realizado por triplicado como se muestra en la Figura 9. Cada matraz con 100 mL de MMM con colorante fue inoculado con 2 mL de inóculo generado de la cepa M6A bajo condiciones de esterilidad en campana de flujo para posteriormente ser incubados a 30 °C con una agitación de 80 rpm durante 120 h.

Ensayo con cepa M6A para degradación de colorantes textiles comerciales.

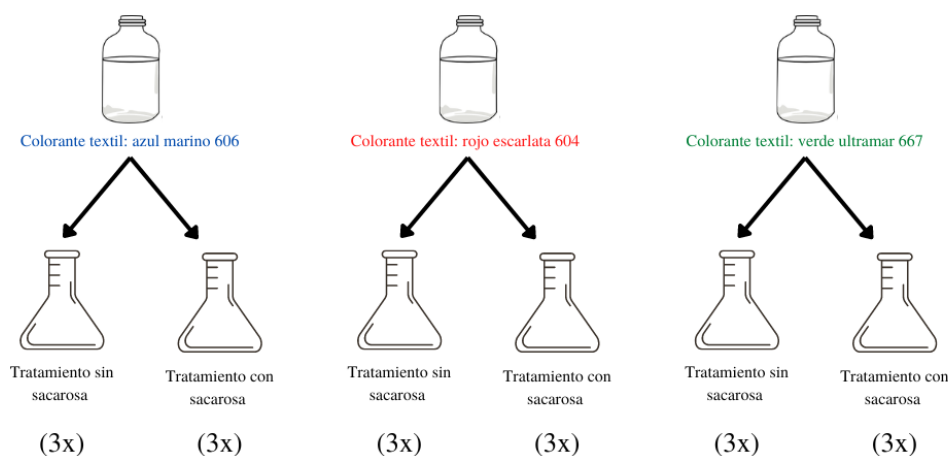


Figura 9. Esquema general del ensayo con cepa seleccionada (*E. coli* M6A) con y sin adición de sacarosa durante 120 h. Fuente: Elaboración propia.

Para realizar la cuantificación de la degradación de los colorantes se realizó una curva de calibración de cada colorante que fue de la concentración de 10 mgL^{-1} a 100 mgL^{-1} y se realizó adicionalmente un barrido espectral en un espectrofotómetro UV/vis (Perkin Elmer modelo Lambda 25) para determinar la onda en la que absorbe cada colorante utilizado. A lo largo del tratamiento de degradación se tomó una alícuota de 3mL cada 24 h, cada alícuota fue centrifugada a 11 000 rpm durante 15 minutos para después realizar una lectura en un espectrofotómetro UV/vis (Perkin Elmer modelo Lambda 25) en la longitud de onda correspondiente a cada colorante a evaluar.

Al finalizar el tratamiento y con los datos obtenidos en la lectura con el espectrofotómetro se determinó la cinética de biodegradación (ver punto 5.7. Cinética de degradación) y se realizó una prueba de fitotoxicidad para evaluar los subproductos obtenidos del tratamiento con esta cepa (ver metodología en punto 5.8. Prueba de Fitotoxicidad).

5.4. Etapa 2: Ensayo de prueba para degradación de colorantes textiles comerciales con consorcio bacteriano.

5.4.1. Formación del consorcio.

Se formó un consorcio con las cepas seleccionadas del aislamiento de cepas la Etapa 1 anteriormente mencionada (ver punto 5.3.1. Aislamiento e identificación de cepas) y con las siguientes cepas: *Escherichia coli* M2N, *Pseudomonas putida* B03, *Enterobacter* sp. N9, *Serratia* sp. K120 y *Enterobacter* sp. K131 que fueron aisladas e identificadas previamente por Mendoza-Hernández *et al.* (2015) y Mendoza-Hernández *et al.* (2016).

La conformación final del consorcio, así como el lugar del que fueron aisladas se muestra en la Tabla 8. Para dicha formación se colocó 500 µL de inóculo (ver punto 5.3.2. Generación de inóculo) de cada cepa.

Tabla 8. Cepas que conforman el consorcio bacteriano y características generales. Fuente: Elaboración propia.

Cepa	Taxon	Tipo de muestra	Lugar de aislamiento
M6A	<i>Escherichia coli</i> .	Suelo contaminado por hidrocarburos.	Puebla, Puebla.
M2N	<i>Escherichia coli</i>	Suelo contaminado por hidrocarburos.	Puebla, Puebla.
B03	<i>Pseudomonas putida</i>	Suelo contaminado por hidrocarburos	Acatzingo, Puebla.
N9	<i>Enterobacter</i> sp.	Rizosfera de <i>Ricinus communis</i> sedimentada naturalmente en residuos mineros.	Zimapan, Hidalgo.

K120	<i>Serratia</i> sp.	Rizosfera de <i>Crotalaria pumila</i> sedimentada naturalmente en residuos mineros. Zimapán, Hidalgo.
K131	<i>Enterobacter</i> sp.	Rizosfera de <i>Crotalaria pumila</i> sedimentada naturalmente en residuos mineros. Zimapán, Hidalgo.

5.4.2. Ensayo de consorcio para la degradación de colorantes textiles comerciales.

Para este ensayo se utilizaron los colorantes textiles: azul marino 606, rojo escarlata 604 y verde ultramar 667 en concentraciones de 50 y 100 mgL⁻¹. Se realizaron un total de cuatro tratamientos para cada colorante por duplicado con 50 mL de (MMM): el primer tratamiento fue con el colorante a una concentración de 50 mgL⁻¹, el segundo 50 mgL⁻¹ adicionado con 3 gL⁻¹ de sacarosa, el tercer ensayo fue con el colorante a una concentración de 100 mgL⁻¹ y el cuarto fue a 100 mgL⁻¹ adicionado con 3 gL⁻¹ de sacarosa (ver Figura 10). Cada uno de los ensayos se inocularon con 500 µL de cada cepa del consorcio, es decir, con 3 mL de inóculo generado y se incubaron durante 120 h a 30 °C.

Ensayo de consorcio para la degradación de colorantes textiles comerciales.

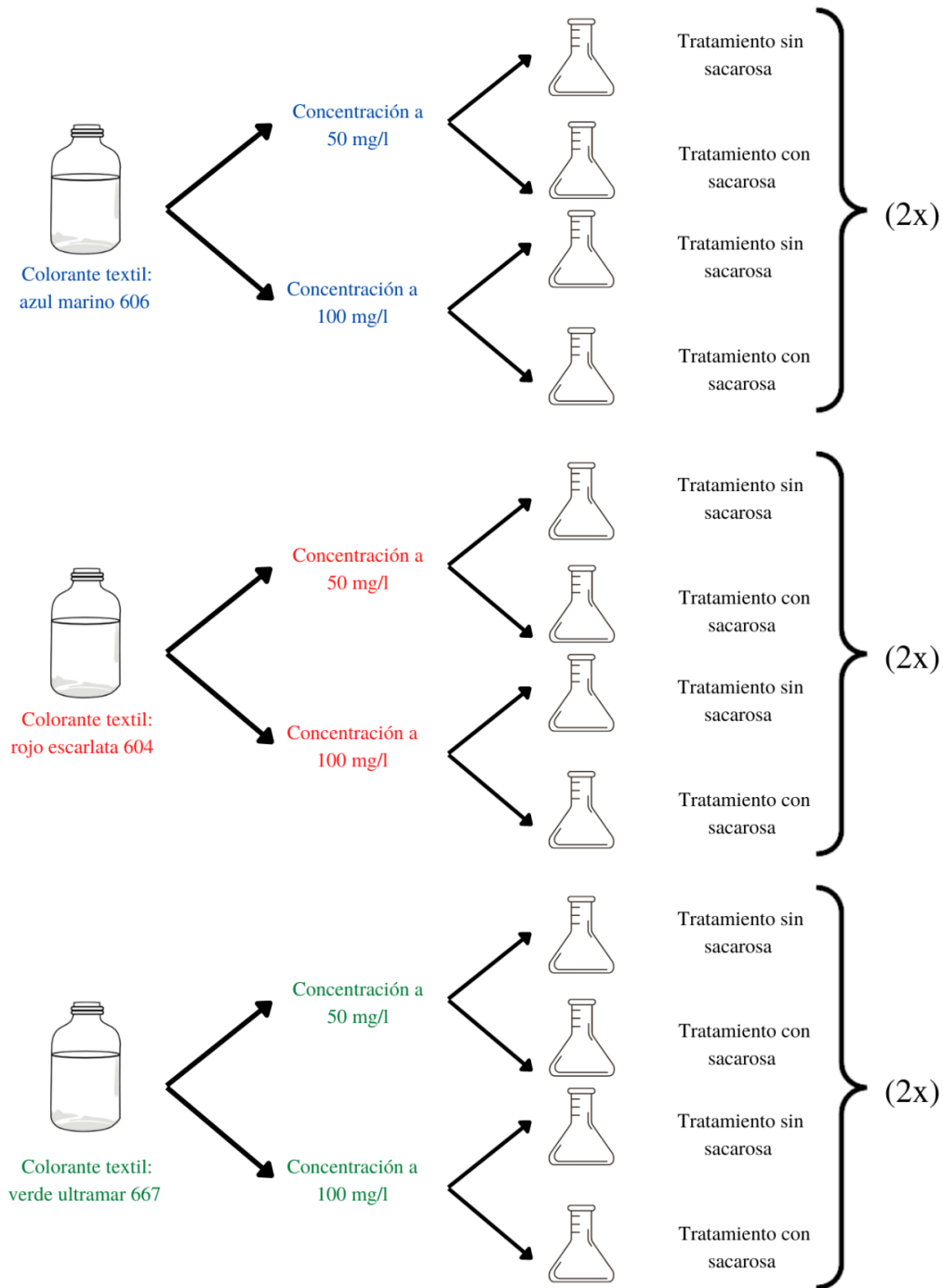


Figura 10. Esquema general del ensayo de consorcio para la degradación de tres colorantes textiles comerciales a una concentración de 50 mgL^{-1} y 100 mgL^{-1} . Fuente: Elaboración propia.

Simultáneamente se realizó una curva de calibración a partir de la concentración de 10 mgL^{-1} a 100 mgL^{-1} y se realizó un barrido con el espectrofotómetro UV/Vis (Perkin Elmer modelo Lambda 25) para poder determinar la longitud de onda a la que absorbe cada colorante.

Durante las 120 h se tomó una alícuota cada 24 h de tratamiento de un volumen de 2 mL, que tuvo un tratamiento de centrifugación durante 15 minutos a 11 000 rpm y posteriormente se utilizó el sobrenadante para realizar una lectura con el espectrofotómetro UV/Vis (Perkin Elmer modelo Lambda 25) a la longitud de onda correspondiente de cada colorante.

Finalmente, con los resultados obtenidos se siguió la metodología del punto 5.7. Cinética de biodegradación para observar el comportamiento de la degradación de los colorantes textiles por parte del consorcio, así mismo se siguió el método del punto 5.8 Prueba de fitotoxicidad para ver el comportamiento de los subproductos del tratamiento en la germinación de semillas de uso común en la agricultura.

5.5. Etapa 3: Ensayo de prueba de degradación de colorantes en agua residual textil real con consorcio.

Previamente al ensayo se generó el inóculo necesario para el mencionado con la metodología señalada anteriormente (5.3.2. Generación de inóculo).

5.5.1. Agua residual textil.

Para el ensayo se tomaron un total de tres muestras diferentes cuya coloración aparente fue azul turquesa (Muestra 1), morado (Muestra 2), café (Muestra 3).

5.5.2. Ensayo de degradación de agua residual textil con consorcio.

El ensayo se realizó por duplicado, con un total de dos tratamientos a probar para cada colorante: el primer tratamiento fue con 100 mL el agua residual pura y el segundo tratamiento fue con 100 mL de agua residual y una adición de 3 gL^{-1} de sacarosa (ver Figura 11). Cada tratamiento fue inoculado con $1000 \mu\text{L}$ de las cepas que conforman el consorcio e incubados a $30 \text{ }^\circ\text{C}$ durante un periodo de 120 h. Para cada una de las muestras se utilizó la misma metodología.

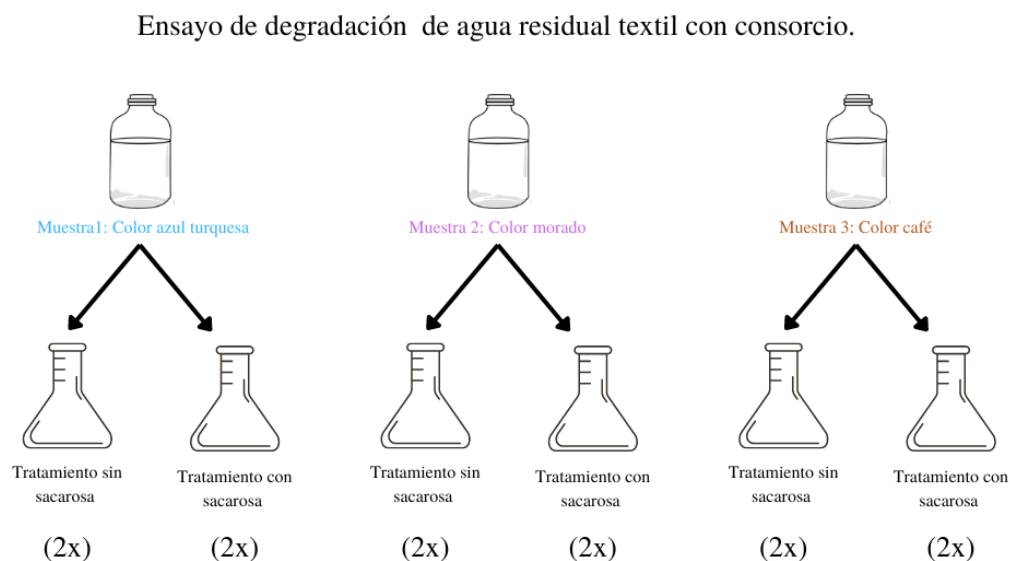


Figura 11. Esquema del ensayo de degradación a tres diferentes muestras de agua residual con el consorcio formado. Fuente: Elaboración propia

A cada una de las muestras de agua residual textil se le realizó un barrido espectral utilizando el espectrofotómetro UV/vis (Perkin Elmer modelo Lambda 25) para determinar la longitud de onda a la que absorbe cada una de las muestras y cuantificar la degradación. Durante el tratamiento fue tomada una alícuota de 2 mL cada 24 h, cada alícuota fue centrifugada a 11 000 rpm durante 15 minutos para

después recuperar el sobrenadante y cuantificar la degradación a través de un barrido espectral utilizando el espectrofotómetro UV/Vis (Perkin Elmer modelo Lambda 25).

Finalmente, se realizó el estudio del modelo cinético que tienen las reacciones de degradación de agua residual frente al consorcio propuesto por la metodología de los anteriores ensayos (ver 5.7. Cinética de biodegradación).

5.6. Etapa 4: Tratamiento secuencial de fotocátalisis heterogénea-microbiológico con consorcio bacteriano.

Para el tratamiento secuencial se utilizaron tres muestras diferentes de agua residual textil con color aparente: azul marino (Muestra A), rojo (Muestra B) y café claro (Muestra C) que se sometieron a un barrido espectral previo a cualquier tratamiento. De las anteriores tanto la muestra A como la muestra C muestran una gran cantidad de sólidos suspendidos.

5.6.1. Fotocatálisis heterogénea.

Se realizan dos procesos de fotocátalisis con diferentes concentraciones de catalizador a 0.05 gL^{-1} y a 0.1 gL^{-1} para determinar cuál concentración es más favorable para la fotocátalisis. Se procedió a realizar la prueba de oscuridad previamente al proceso fotocatalítica de acuerdo con la metodología mostrada a continuación en el punto 5.6.1.1. y la fotocátalisis heterogénea siguiendo la siguiente metodología del punto 5.6.1.2.

5.6.1.1. Prueba de oscuridad

Esta prueba está diseñada para determinar si el catalizador $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$ en solución acuosa adsorbe algún colorante del agua residual, se realizó en matraces Erlenmeyer con 1000 mL de agua residual durante 24 h con agitación moderada. Al inició y al final de la prueba de oscuridad se tomó una alícuota de 10 mL con lo que se determinó la absorbancia de estos dos puntos con el espectrofotómetro UV/vis (Perkin Elmer modelo Lambda 25).

5.6.1.2. Fotocatálisis heterogénea

Al término de la prueba de oscuridad la solución con el catalizador se coloca en un matraz de bola de capacidad de 1000 mL, sobre una base de aluminio reflejante con una inclinación aproximada de 19° con orientación norte a sur durante 6 h de exposición de luz solar, con aireación mediante difusor de aire (O_2 : 1.5 Lmin^{-1}) para dispersar el catalizador y suministrar O_2 a las reacciones (Figura 12). La prueba se realizó por duplicado y con un blanco analítico. Durante el proceso se tomaron alícuotas de 10 mL cada 2 h para la determinación de degradación de colorantes en el agua residual que posteriormente se midió en el espectrofotómetro UV/vis (Perkin Elmer modelo Lambda 25).

Montaje de fotocatalisis heterogénea

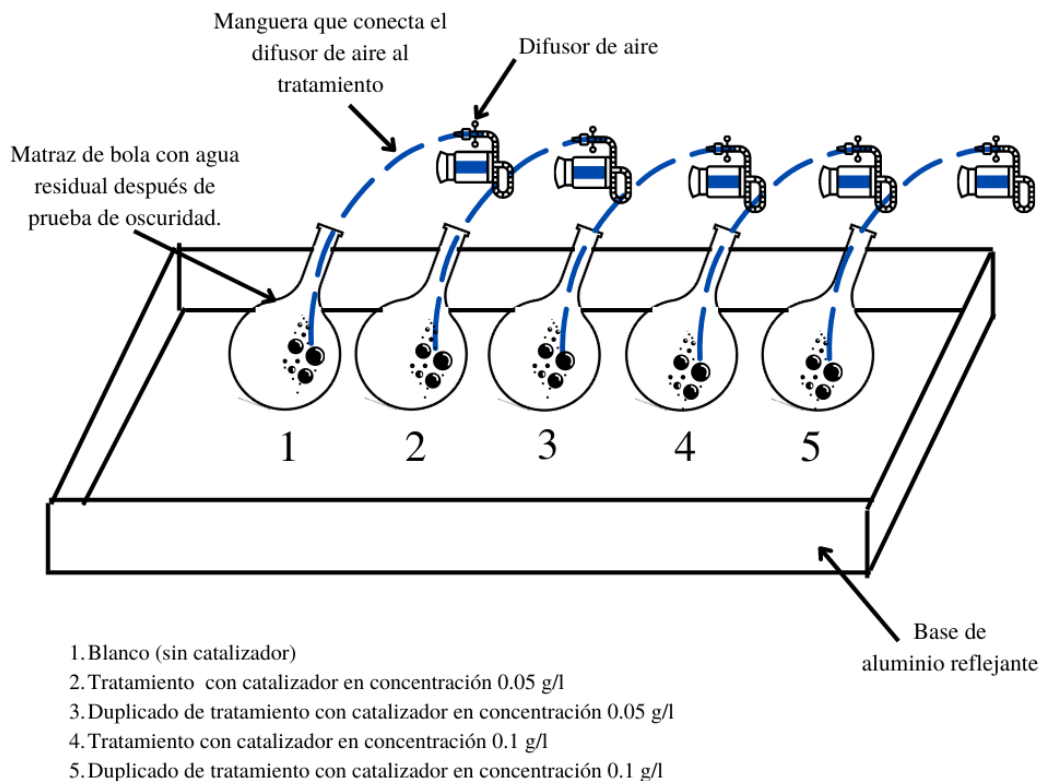


Figura 12. Montaje de la prueba de fotocatalisis heterogénea de un agua residual textil. Para cada una de las muestras fue el mismo montaje. Fuente: Elaboración propia.

5.6.2. Tratamiento microbiológico.

5.6.2.1. Preparación previa del agua residual textil.

Para el tratamiento microbiológico se utilizó el agua residual que salió del tratamiento de fotocatalisis heterogénea adicionada con MMM de acuerdo con el volumen a utilizar en el tratamiento.

5.6.2.2. Tratamiento microbiológico con consorcio bacteriano en agua residual textil.

Para el ensayo microbiológico se propusieron dos tratamientos diferentes para cada agua residual que se realizaron por duplicado: el primero fue con una adición de MMM y el segundo fue con una adición de MMM y sacarosa en una concentración de 3 gL^{-1} (Figura 13). Cada uno de los tratamientos mencionados contó con un volumen de 100 mL y fue inoculado con $500 \mu\text{L}$ de las cepas del consorcio formado (5.4.1. Formación del consorcio.) y posteriormente se incubó durante 72 h a temperatura ambiente. Durante el tratamiento microbiológico se tomó una alícuota de 2 mL cada 24 h que se centrifugó a 11 000 rpm durante 15 minutos para realizar un barrido espectral en el espectrofotómetro UV/vis (Perkin Elmer modelo Lambda 25) y cuantificar la degradación de cada agua residual textil.

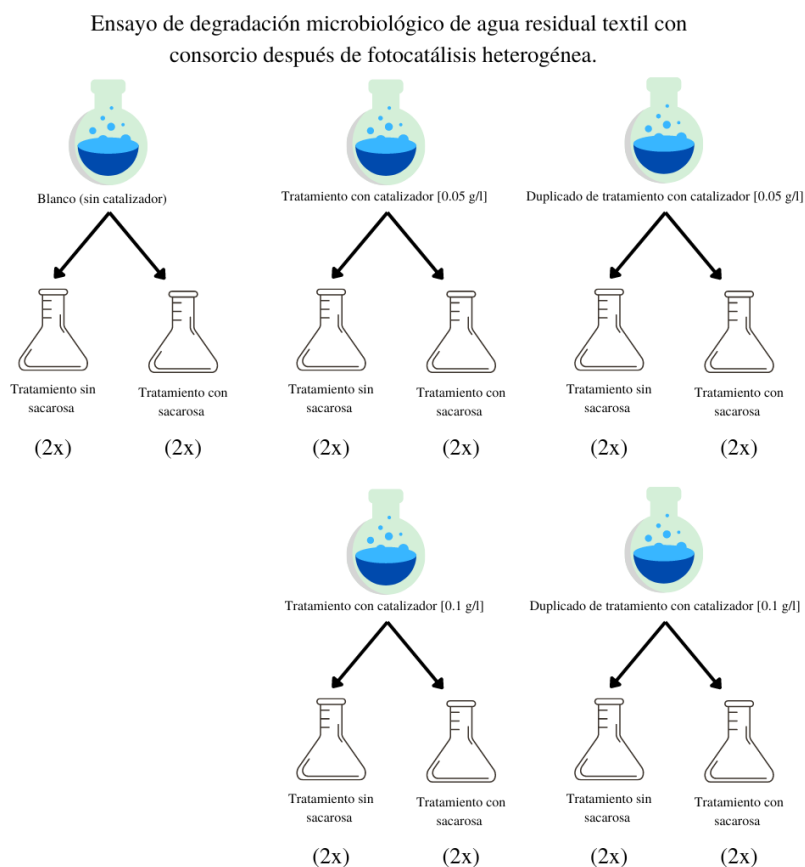


Figura 13. Esquema general del tratamiento microbiológico con consorcio bacteriano en agua residual textil después de aplicar fotocatalisis heterogénea.

Finalmente se determinó la cinética de degradación (ver 5.7. Cinética de degradación) de tratamiento en cada una de las aguas residuales tratadas y una prueba de fitotoxicidad (5.8. Prueba de fitotoxicidad) para probar la efectividad del tratamiento secuencial final en aguas residuales textiles reales.

5.6.3. Medición de parámetros fisicoquímicos del agua residual antes y después del tratamiento.

De acuerdo con la NORMA Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, se deben monitorear algunos parámetros fisicoquímicos antes de la descarga de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación para a su vez cumplir con los límites permisibles de contaminantes en las aguas residuales textiles. Todos los parámetros fueron medidos al inicio y al final del tratamiento secuencial.

5.6.3.1. Determinación de nitrógeno y fósforo.

La metodología empleada para la determinación del nitrógeno fue la que dicta la Norma Mexicana NMX-AA-026-SCFI-2010, Análisis de agua-Medición de Nitrógeno Total Kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-Método de prueba mientras que el fósforo fue determinado por la metodología de la Norma Mexicana NMX-AA-029-SCFI-2001, Análisis de aguas-Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-Método de prueba.

5.6.3.2. Conductividad y pH.

Tanto el parámetro de conductividad y el parámetro de pH fueron medidos con un multiparámetro.

5.6.3.3. Determinación de sólidos.

Para la determinación de sólidos se siguió la metodología de la Norma Oficial Mexicana NOM-AA-34-1976 obteniendo los siguientes parámetros: Sólidos Totales (ST), Sólidos Totales Volátiles (STV) y Sólidos Suspendidos Totales (SST).

5.6.3.4. Prueba de DBO₅ y DQO

La determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno se realizó siguiendo la Norma Oficial Mexicana NOM-AA-28-1981 y la determinación de la Demanda Química de Oxígeno fue realizada de acuerdo con la Norma Mexicana NMX-AA-030/1-SCFI-2012, Análisis de Agua-Medición de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

5.7. Cinética de degradación.

En cada uno de los ensayos realizados se realizó un análisis para determinar la cinética de degradación de los colorantes textiles/aguas residuales textiles utilizados a partir de los datos obtenidos de las lecturas en el espectrofotómetro UV/Vis (Perkin Elmer modelo Lambda 25). El modelado cinético del proceso de degradación se realizó de acuerdo con la ecuación 1, 2 y 3 (Wanyonyi, *et al.*, 2017); esto para encontrar el orden de la reacción.

$$C_t = C_0 - k_0 t \quad (1)$$

$$\ln(C_t) = k_1 t + \ln(C_0) \quad (2)$$

$$\frac{1}{C_t} = \frac{1}{C_0} + k_2 t \quad (3)$$

Donde:

- C_t es la concentración de colorante (mgL^{-1}) después del tratamiento
- t es un tiempo determinado dentro de la reacción
- C_0 es la concentración inicial del colorante (mgL^{-1}).
- K_0 es la constante de grado 0 mgL^{-1}/h
- K_1 es la constante de grado 1 (h^{-1})
- K_2 es la constante de grado 2 (mgL^{-1}/h)

Para establecer la constante de grado 0 se usaron los valores de la concentración (C_t) contra el tiempo, para la constante de grado 1 se consideraron los valores del logaritmo natural de la concentración (C_t) contra el tiempo y, por último, para la constante de grado 2 se tomaron en cuenta los valores del inverso de la concentración (C_t) contra el tiempo. Finalmente, se definió el factor de correlación (R^2), la pendiente (m) y la ordenada al origen (b).

5.8. Prueba de fitotoxicidad.

Finalmente, para poder verificar que el tratamiento fue eficiente y que no generó subproductos tóxicos para el crecimiento de cultivos agrícolas que son comunes en el campo mexicano se realizó una prueba de germinación con semillas de *Medicago sativa* mejor conocido como alfalfa que consistió en exponer las semillas a la solución del colorante antes y después del tratamiento durante 120 horas a una temperatura de 25 °C en ausencia de luz. Para la prueba se colocaron 10 semillas, previamente desinfectadas con una solución de hipoclorito de sodio al 3% durante un minuto y posterior lavado con agua destilada, sobre un disco de papel filtro en una caja Petri para después humedecer con 5 ml de la solución de colorante. Se utilizó agua destilada como control.

Al término del tratamiento se determinó el porcentaje de la Germinación Relativa de Semillas (GRS) (ec. 4), el Crecimiento Relativo de la Radícula (CRR) (ec. 5) y

el Índice de Germinación (IG) (ec. 6) de acuerdo con Rodríguez Romero, *et al.* (2014). La longitud de las radículas de las semillas se midió utilizando el software IC Measure versión 2.0.0.286.

$$GRS(\%) \equiv \frac{\text{Número de semillas germinadas con el residuo de la biodegradación}}{\text{Número de semillas germinadas en agua dura (Control)}} \times 100 \quad (4)$$

$$CRR(\%) \equiv \frac{\text{Longitud promedio de la radícula con el residuo de la biodegradación}}{\text{Longitud promedio de la radícula en agua dura (Control)}} \times 100 \quad (5)$$

$$IG \equiv \frac{GRS \times CRR}{100} \quad (6)$$

5.9. Análisis estadístico

En cada una de las etapas el análisis estadístico se realizó mediante desviación estándar para los datos obtenidos en la degradación de colorantes comerciales y agua residual.

6. Resultados

6.1. Ensayo de prueba de degradación de colorantes textiles con cepas aisladas.

6.1.1. Aislamiento e identificación de cepas.

Como se mencionó en la metodología de las muestras tomadas en los seis lugares (ver Tabla 7) se midió su funcionamiento con dos diferentes colorantes comerciales: azul marino 606 y negro 601, el funcionamiento fue medido por la degradación visible en el crecimiento de las cepas. Las mejores cepas en la degradación de estos dos colorantes fueron las cepas M6A y la cepa M2N, de las

cuales se escogió la cepa M6A para el ensayo de cuantificación en la degradación de colorantes.

Para su identificación se realizaron pruebas bioquímicas, cuyos resultados se muestran en la Tabla 9, donde se corrobora con los resultados según (MacFaddin, 2000) que ambas cepas aisladas y probadas corresponden a la especie *E. coli*, al igual que la morfología que se identificó fue la correspondiente a la especie *E. coli* (Tabla 10).

Tabla 9. Resultados de las pruebas bioquímicas de la cepa M6A y M2N comparados con los resultados estándar de la cepa *E. coli* según (MacFaddin, 2000). *TSI: Triple Sugar Iron, LIA: Agar Hierro Lisina, RM: Rojo de Metilo, VP: Voges Proskauer H₂S. Fuente: Elaboración propia.

Cepa	Citrato	TSI*	Producción de gas	LIA*	Movilidad	Ornitina	Indol	Ureasa	RM*	VP*	H ₂ S*
<i>E. coli</i>	-	A/A	+	+	+	+	+	-	+	-	-
M6A	-	A/A	+	+	+	+	+	-	+	-	-
M2N	-	A/A	+	+	+	+	+	-	+	-	-

Tabla 10. Morfología de cepa identificada como la de mejor capacidad para degradar cultivada en Agar Nutritivo y Agar McConkey. Fuente: Elaboración propia.

Cepa	Morfología observada en placa con Agar Nutritivo	Morfología observada en placa con Agar McConkey
M6A	De color beige con textura aparente cremosa con colonias con elevación convexa y opacas	Color magenta o cercano al violeta fucsia, con colonias circulares de tamaño pequeño de superficie brillante

6.1.2. Ensayo con adición de concentración de sacarosa.

Dentro de las concentraciones que se pusieron a prueba se pudo observar que la concentración de sacarosa junto con la cepa favoreció la degradación del colorante azul marino 606 de una manera muy notoria. Como se muestra en la Figura 14 se puede apreciar que la concentración con 3 gL⁻¹ tiene una decoloración y por lo tanto una mayor degradación del colorante por lo que se decidió usar esta concentración de sacarosa para la cuantificación de degradación de los colorantes que se utilizaron.

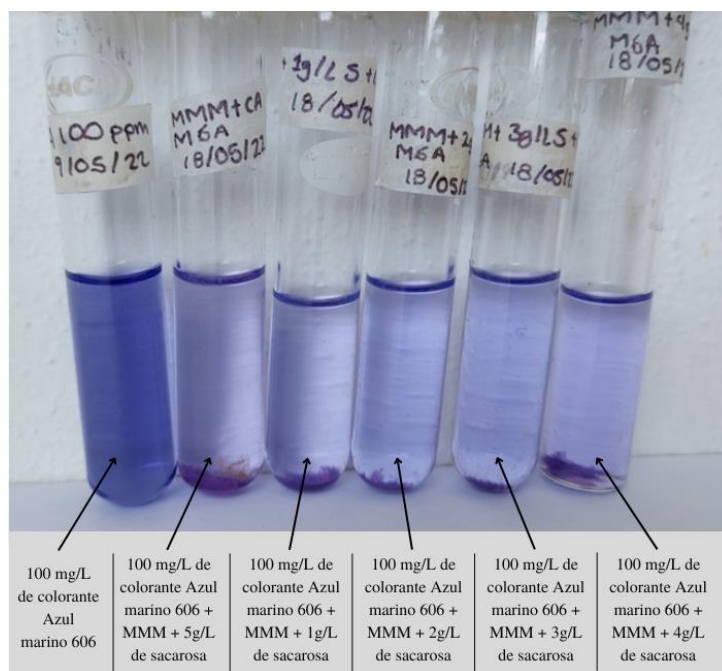


Figura 14. Prueba de la degradación del colorante azul marino 606 por la cepa M6A en MMM con diferentes concentraciones de sacarosa. Fuente: Elaboración propia.

6.1.3. Ensayo con cepa *Escherichia coli* M6A en la degradación de colorantes textiles comerciales.

Los resultados del ensayo para la degradación fueron medidos en el espectrofotómetro UV/vis dónde se midió la onda (λ) en la que absorben los colorantes utilizados que se muestran en la siguiente tabla (Tabla 11).

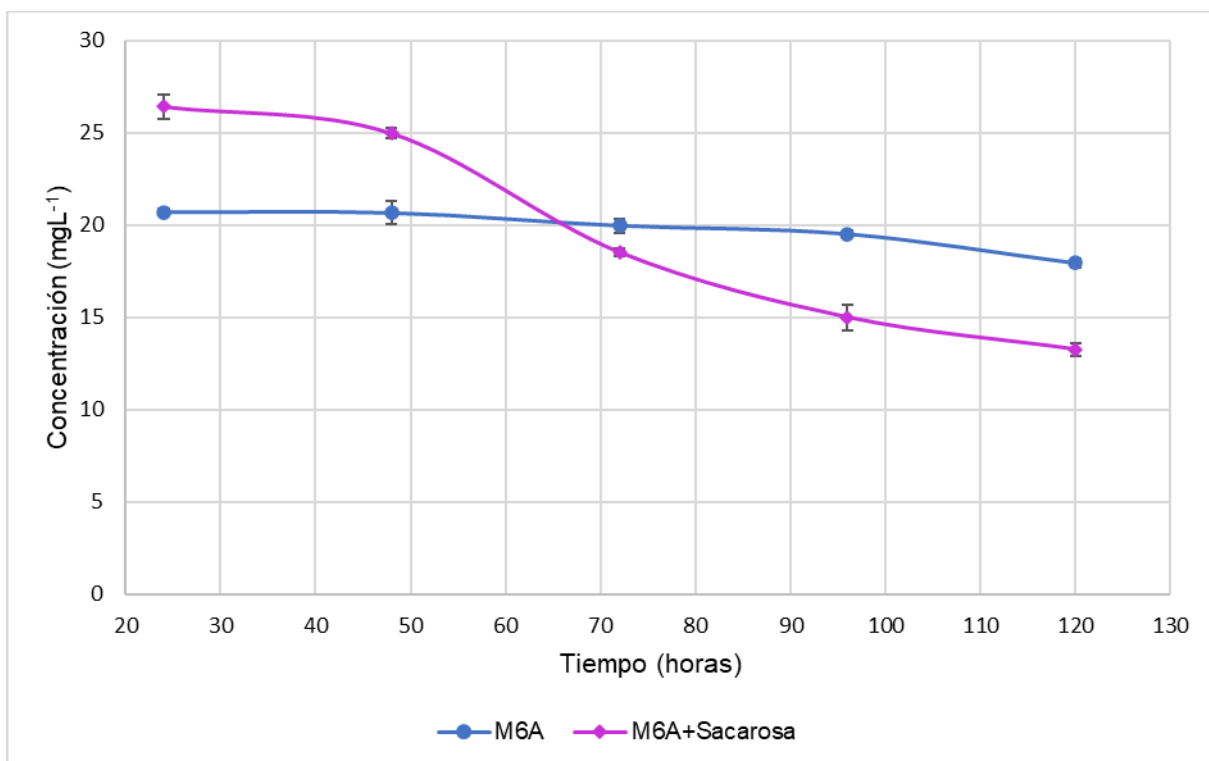
Tabla 11. Longitud de onda en la que absorben en mayor medida los colorantes comerciales utilizados. Fuente: Elaboración propia.

Colorante textil comercial	Longitud de onda (λ)
Azul marino 606	553 nm
Rojo escarlata	508 nm
Verde ultramar	384 nm

Después de realizada la lectura de la curva de calibración se calculó el porcentaje de degradación durante las 120 h de tratamiento. En la Gráfica 1 se muestra la concentración en mgL^{-1} la degradación del colorante azul marino 606 para la cepa *E. coli* M6A, donde se observa que el tratamiento de la cepa *E. coli* M6A con sacarosa agregada tuvo una mayor efectividad al final del tratamiento teniendo a las 120 h de tratamiento una concentración de 13.2646 mgL^{-1} (Tabla 12) mientras que el tratamiento de la cepa de *E. coli* M6A tuvo una concentración final de 17.9560 mgL^{-1} . En la Tabla 12 se muestra el porcentaje de degradación del colorante azul marino 606 donde se señala que el tratamiento con sacarosa añadida con un $86.7357 \pm 0.34\%$ de degradación es mejor que la degradación del tratamiento de la cepa *E. coli* M6A sola con $82.0440 \pm 0.25\%$.

Tabla 12. Degradación del colorante azul marino 606 con la cepa *E. coli* M6A.
Fuente: Elaboración propia.

Degradación de colorante azul marino 606.				
Horas	Concentración estimada (mgL ⁻¹)		Porcentaje de degradación (%)	
	M6A	M6A+S	M6A	M6A+S
24	20.7030	26.4166	79.2970±0.19	73.5834±0.63
48	20.6617	24.9800	79.3383±0.62	75.0200±0.27
72	19.9796	18.5285	80.0204±0.39	81.4715±0.23
96	19.5278	15.0066	80.4722±0.17	84.9934±0.68
120	17.9560	13.2643	82.0440±0.25	86.7357±0.34



Grafica 1. Degradación del colorante comercial azul marino 606 bajo el tratamiento biológico con la cepa *E. coli* M6A. Fuente: Elaboración propia.

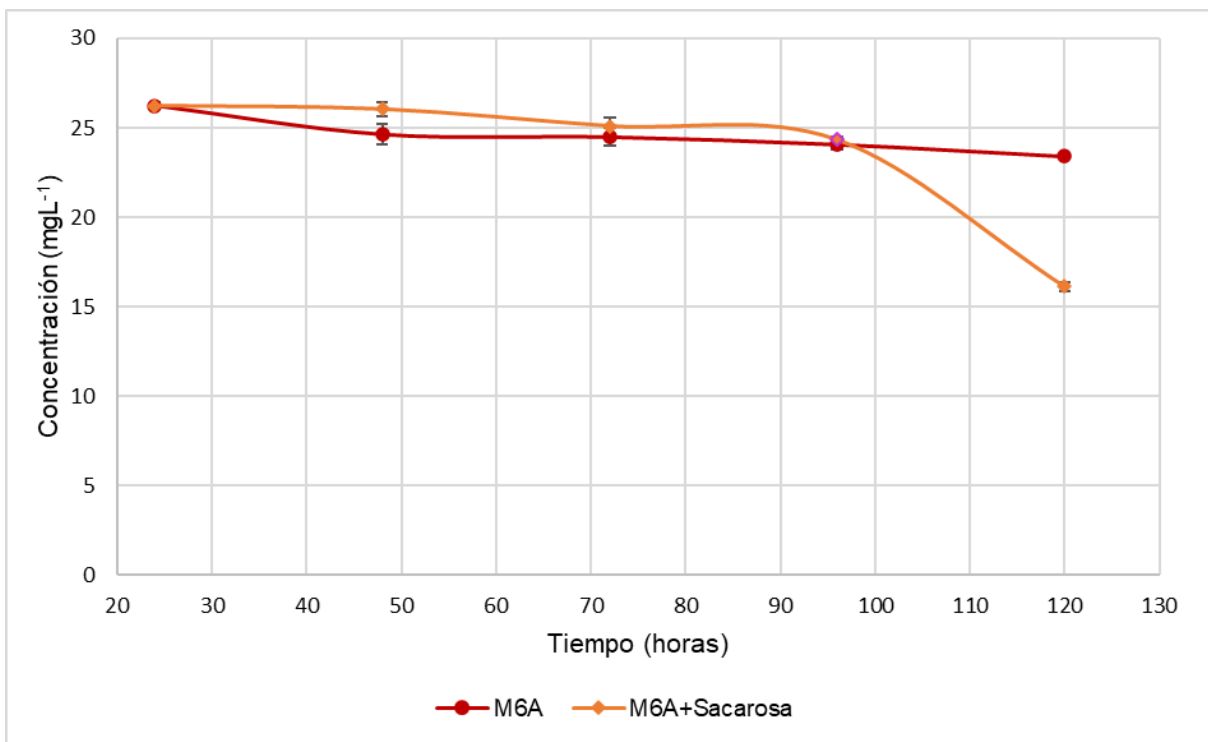
Para el colorante rojo escarlata 604 el mejor tratamiento fue de la cepa *E. coli* M6A con una concentración 3gL⁻¹ como se muestra en la Gráfica 2 dónde se muestra la

degradación del colorante representado en la concentración del colorante durante las 120 h del tratamiento. En la Gráfica 2 se observa de color naranja la degradación que fue favorecida para este colorante, la cepa *E. coli* M6A con sacarosa, y que fue mayor en las últimas 24 h de degradación pasando de 24.3338 mgL⁻¹ que corresponde al 75.6662±0.18% (Tabla 13) a las 96 h a 16.1366 mgL⁻¹ que corresponde a 83.8634±0.24% en las 120 h de tratamiento; mientras que para el tratamiento de la cepa *E. coli* M6A sin sacarosa la concentración final a las 120 h de tratamiento fue de 23.4170 mgL⁻¹ que representa un 76.5830±0.03% de degradación en comparación a la concentración inicial del colorante rojo escarlata 604 (Tabla 13).

Tabla 13. Degradación del colorante rojo escarlata 604 con la cepa *E. coli* M6A. Fuente: Elaboración propia.

Degradación de colorante rojo escarlata 604.				
Horas	Concentración estimada (mgL⁻¹)		Porcentaje de degradación (%)	
	M6A	M6A+S	M6A	M6A+S
24	26.2417	26.2392	73.7583±0.20	73.7608±0.17
48	24.6467	26.0489	75.3533±0.55	73.9511±0.37
72	24.4953	25.1077	75.5047±0.52	74.8923±0.43
96	24.0783	24.3338	75.9217±0.27	75.6662±0.18
120	23.4170	16.1366	76.5830±0.03	83.8634±0.24

En la Tabla 13 se representa el comportamiento del colorante rojo escarlata 604 desde el inicio del tratamiento hasta el final de este, fue señalado tanto la concentración como el porcentaje de degradación correspondiente de cada 24 h en el tratamiento de los dos casos de estudio, en este caso la cepa con y sin sacarosa.

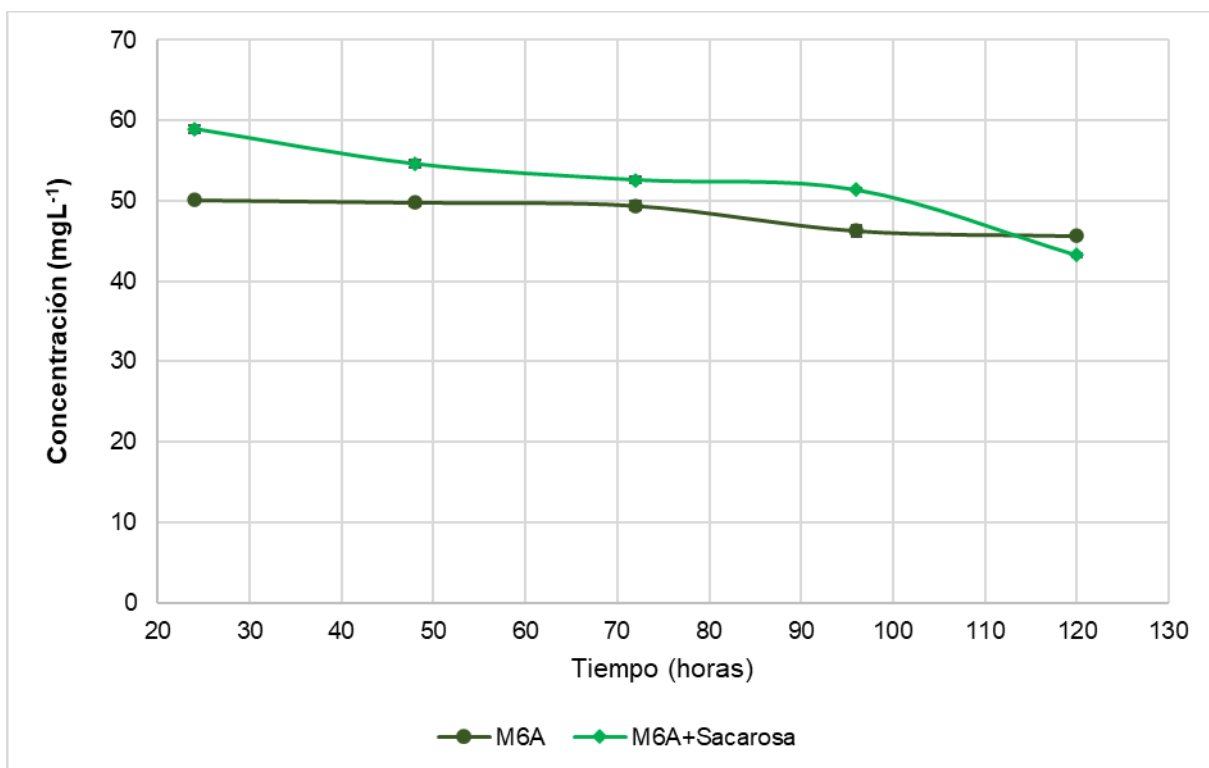


Grafica 2. Degradación del colorante comercial rojo escarlata 604 bajo el tratamiento biológico con la cepa *E. coli* M6A. Elaboración propia.

Finalmente, para el verde ultramar 667 en la Tabla 14 se tienen la concentración del colorante y su respectivo porcentaje de degradación respecto al tiempo del tratamiento desde las 24 h a las 120 h, se muestra cómo aunque el tratamiento sin sacarosa (M6A) comenzó teniendo un menor porcentaje de degradación que el tratamiento con sacarosa (M6A + S), $49.8889 \pm 0.15\%$ y $41.0551 \pm 0.23\%$ respectivamente, al final del proceso el mejor tratamiento fue con sacarosa añadida con un porcentaje final de $56.7749 \pm 0.29\%$ (43.2251 mgL^{-1}) mientras que el tratamiento sin sacarosa tuvo un porcentaje final de $54.3784 \pm 0.25\%$ (45.6216 mgL^{-1}), esto se muestra visualmente en la Gráfica 3, dónde la línea de color verde claro representa el tratamiento de la cepa *E. coli* M6A con la concentración de sacarosa añadida, esta gráfica señala la relación de la concentración del colorante respecto al tiempo del proceso de degradación.

Tabla 13. Degradación del colorante verde ultramar 667 con la cepa *E. coli* M6A.
Fuente: Elaboración propia.

Degradación del colorante verde ultramar 667				
Horas	Concentración estimada (mgL ⁻¹)		Porcentaje de degradación (%)	
	M6A	M6A+S	M6A	M6A+S
24	50.1111	58.9449	49.8889±0.15	41.0551±0.23
48	49.8067	54.6032	50.1933±0.42	45.3968±0.47
72	49.4146	52.6069	50.5854±0.53	47.3931±0.40
96	46.2678	51.3599	53.7322±0.76	48.6401±0.16
120	45.6216	43.2251	54.3784±0.25	56.7749±0.29



Grafica 3. Degradación del colorante comercial verde ultramar 667 bajo el tratamiento biológico con la cepa *E. coli* M6A. Fuente: Elaboración propia.

6.1.4. Cinética de biodegradación de cepa M6A en colorantes textiles comerciales.

Como última parte del ensayo se obtuvo la cinética de degradación de los tres colorantes donde se calculó la constante cinética de cada orden (K_0 , K_1 y K_2) y el factor de correlación (R^2). En la Tabla 15, se puede ver que de acuerdo con el factor de correlación la reacción de degradación del colorante de las tres muestras que corresponde al primer orden lo que significa que la degradación del colorante depende de la concentración del respectivo colorante (azul marino 606, rojo escarlata o verde ultramar 667).

Tabla 15. Cinética de biodegradación de las muestras de colorante azul marino 606, rojo escarlata 604 y verde ultramar 667 por cepa *E. coli* M6A. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento de cada colorante		Orden Cero		Primer Orden		Segundo Orden	
		K_0	R^2	K_1	R^2	K_2	R^2
Azul marino 606	M6A	-0.02013819	0.979105775	-0.001042682	0.999582496	5.40716E-05	0.997925861
	M6A+S	-0.09635967	0.822862381	-0.005108576	0.993707176	0.000280862	0.967760392
Rojo Escarlata 604	M6A	-0.01677555	0.785109144	-0.000680585	0.999643587	2.764E-05	0.99805156
	M6A+S	-0.072314426	0.893443346	-0.003474062	0.998823843	0.00017022	0.99441654
Verde ultramar 667	M6A	-0.034912382	0.823191679	-0.000730443	0.999960307	1.52927E-05	0.999661748
	M6A+S	-0.103240369	0.980993396	-0.002057163	0.99730537	4.12896E-05	0.975023763

6.1.5. Prueba de fitotoxicidad de cepa M6A en la degradación de colorantes textiles comerciales.

En la Tabla 16 se muestran las respuestas biológicas de las semillas de *Medicago sativa* ante los colorantes sin tratamiento previo, con una concentración de 100 mgL⁻¹, frente a los colorantes después del tratamiento finalizado con los dos

tratamientos probados (con una concentración de sacarosa agregada y con la cepa *E. coli* M6A sola), se logró ver que en la germinación relativa de semillas (GRS) que es aquel parámetro que nos ofrece información sobre el número de semillas que germinaron dentro de la prueba siempre fue significativamente más bajo para los colorantes sin tratamiento con $50\pm 0.3\%$ para el colorante azul marino 606, $50\pm 0.4\%$ para el colorante rojo escarlata 604 y $45\pm 0.3\%$ para el colorante verde ultramar 667 mientras que con el tratamiento con la cepa *E. coli* M6A con sacarosa presentó los mejores resultados para los tres colorantes probados con $87\pm 0.3\%$ para el colorante azul marino 606, $87.2\pm 0.1\%$ para el rojo escarlata 604 y $75.6\pm 0.4\%$ para el colorante verde ultramar 667. El crecimiento relativo de radícula (CRR) que es aquel que nos brinda información sobre la longitud de la radícula en la prueba respecto a lo que normalmente crece sin ningún colorante añadido, este parámetro se muestra aún más extremo en cuanto a los resultados teniendo que para el colorante azul marino 606 tiene un CRR de $22.4\pm 0.4\%$ sin tratamiento mientras que la muestra con el tratamiento finalizado es de $85.6\pm 0.6\%$, el colorante rojo escarlata 604 tiene un CRR de $21.5\pm 0.3\%$ sin tratamiento previo y después del tratamiento se tuvo un $79.8\pm 0.4\%$ y finalmente el colorante verde ultramar 667 presentó un $19.7\pm 0.2\%$ sin previo tratamiento mientras que al finalizar el tratamiento logró un CRR de $73.8\pm 0.2\%$. Los resultados demuestran que el tratamiento mejoró en gran medida tanto el número de semillas que logran germinar como la longitud de la radícula que mantienen las semillas germinadas por lo que ambos tratamientos para la degradación de los colorantes fueron exitosos, en especial el tratamiento con sacarosa añadida.

Tabla 16. Prueba de fitotoxicidad de los colorantes ante semillas de *Medicago sativa*. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento		GRS (%)	CRR (%)	IG
Colorantes sin tratamiento	Azul marino 6T6	50 ± 0.3	22.4 ± 0.4	11.2 ± 0.6
	Rojo escarlata 604	50 ± 0.4	21.5 ± 0.3	10.8 ± 0.4
	Verde ultramar 667	45 ± 0.3	19.7 ± 0.2	8.87 ± 0.3
Tratamiento con cepa M6A sin sacarosa	Azul marino 606	75 ± 0.2	74.6 ± 0.1	57.5 ± 0.6
	Rojo escarlata 604	69 ± 0.1	71.4 ± 0.4	49.2 ± 0.4
	Verde ultramar 667	68.7 ± 0.6	68.4 ± 0.2	46.9 ± 0.5
Tratamiento con cepa M6A con sacarosa	Azul marino 606	87 ± 0.3	85.6 ± 0.6	74.5 ± 0.4
	Rojo escarlata 604	87.2 ± 0.1	79.8 ± 0.4	69.6 ± 0.2
	Verde ultramar 667	75.6 ± 0.4	73.8 ± 0.2	55.8 ± 0.1

6.2. Ensayo de prueba para degradación de colorantes textiles comerciales con consorcio bacteriano.

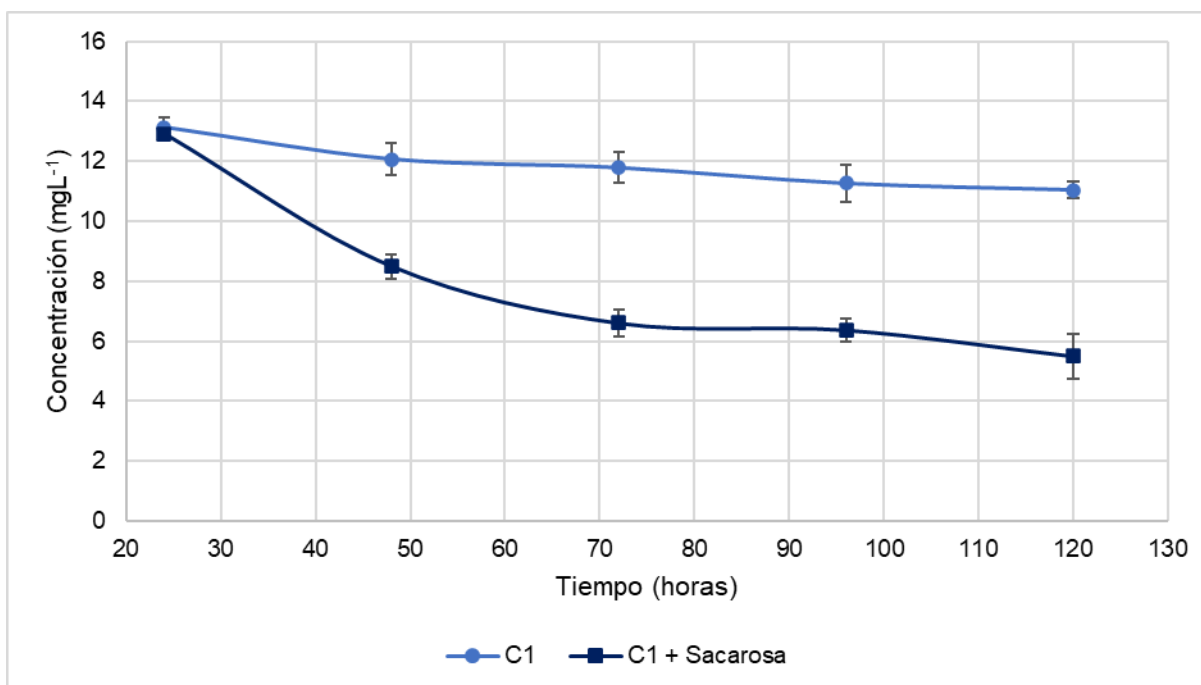
6.2.1. Degradación de colorantes textiles a una concentración inicial de 50 mgL⁻¹ por consorcio bacteriano.

Los colorantes azul marino 606, rojo escarlata 604 y verde ultramar 667 con una concentración inicial de 50 mgL⁻¹ tuvieron una degradación favorable sobre todo en el colorante azul marino 606. Para el colorante azul marino 606 el tratamiento que funcionó mejor fue el tratamiento con el consorcio bacteriano con sacarosa, el consorcio bacteriano representado como C1 y la sacarosa como S para mayor practicidad, a los 120 h el tratamiento sin sacarosa tuvo un 77.9113±0.29% de degradación con una concentración final de 11.0443 mgL⁻¹ (Tabla 17) mientras que el tratamiento de consorcio con sacarosa tuvo un 89.0010±0.75% de degradación con 5.4992 mgL⁻¹ (Tabla 17).

Tabla 17. Degradación del colorante azul marino 606 con el consorcio bacteriano a partir de una concentración inicial de 50 mgL⁻¹. Fuente: Elaboración propia.

Degradación de colorante azul marino 606 (50 mgL ⁻¹)				
Horas	Concentración (mgL ⁻¹)		Porcentaje de degradación (%)	
	C1	C1+S*	C1	C1+S*
24	13.1226	12.9090	73.7547±0.35	74.1820±0.21
48	12.0696	8.4965	75.8607±0.54	83.0070±0.39
72	11.7824	6.6026	76.4351±0.52	86.7947±0.43
96	11.2627	6.3686	77.4745±0.62	87.2626±0.38
120	11.0443	5.4992	77.9113±0.29	89.0010±0.75

La Gráfica 4 se muestra visualmente la variación de la concentración respecto al tiempo de duración del proceso de degradación donde la curva de degradación del consorcio con sacarosa es más drástica conforme pasa el tiempo a diferencia del tratamiento del consorcio solo que mantiene una concentración relativamente semejante desde el inicio hasta el final del proceso.

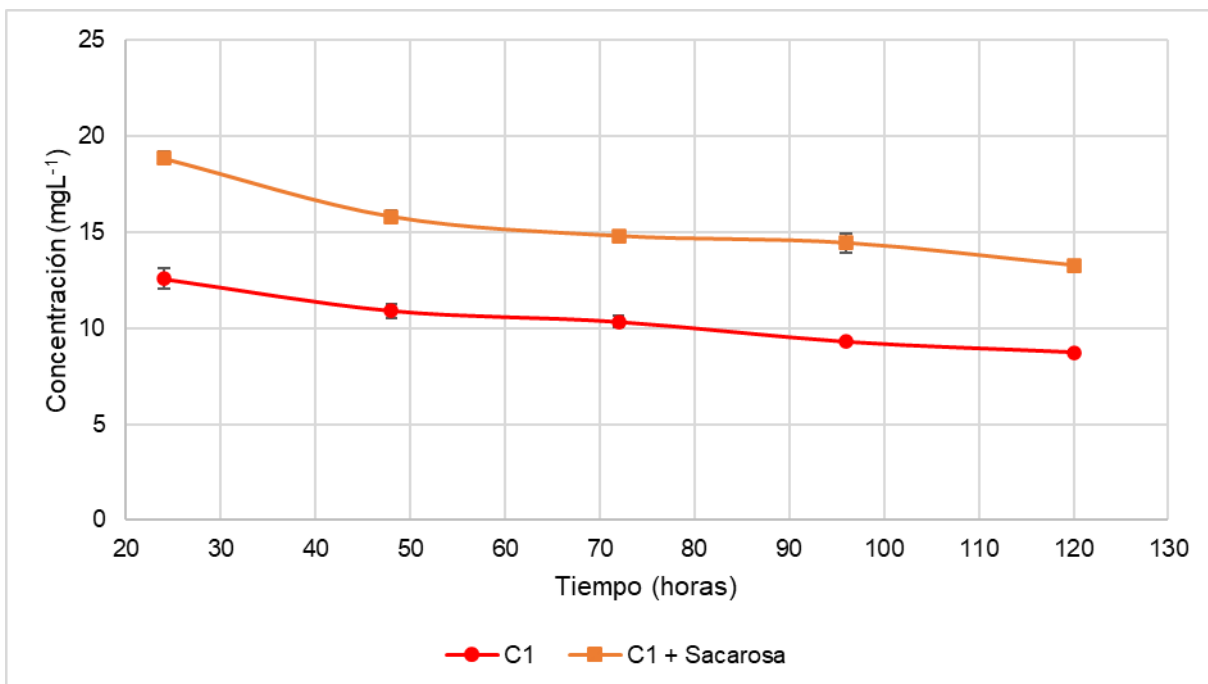


Gráfica 4. Degradación del colorante comercial azul marino 606 (50 mgL⁻¹) con el tratamiento por consorcio bacteriano. Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 18 se pueden observar la concentración del colorante rojo escarlata, así como su respectivo porcentaje de degradación a lo largo del tratamiento de degradación. En este caso tenemos que el tratamiento que favoreció la degradación fue el consorcio solo sin la adición de sacarosa con una concentración final de 8.7337 mgL^{-1} ($82.5324 \pm 0.12\%$) mientras que el tratamiento con sacarosa añadida tuvo una concentración final de 13.2632 mgL^{-1} ($73.4735 \pm 0.08\%$), estos resultados se pueden apreciar en la Gráfica 5 donde se muestra la curva de degradación del tratamiento sin sacarosa de color rojo y la curva de degradación del tratamiento con sacarosa está representada de color naranja. En la tabla 18 también se puede ver como desde las primeras 24 h de tratamiento la degradación fue favorecida por el uso de solo el consorcio bacteriano con un $74.8573 \pm 0.55\%$ mientras que el segundo tratamiento probado con sacarosa tuvo un $62.3242 \pm 0.34\%$.

Tabla 18. Degradación del colorante rojo escarlata 604 con el consorcio bacteriano a partir de una concentración inicial de 50 mgL^{-1} . Fuente: Elaboración propia.

Degradación de colorante rojo escarlata 604 (50 mgL^{-1})				
Horas	Concentración (mgL^{-1})		Porcentaje de degradación (%)	
	C1*	C1+S*	C1*	C1+S*
24	12.5713	18.8378	74.8573 ± 0.55	62.3242 ± 0.34
48	10.9089	15.8063	78.1820 ± 0.37	68.3873 ± 0.33
72	10.3279	14.7939	79.3442 ± 0.31	70.4121 ± 0.05
96	9.2890	14.4317	81.4219 ± 0.01	71.1366 ± 0.51
120	8.7337	13.2632	82.5324 ± 0.12	73.4735 ± 0.08

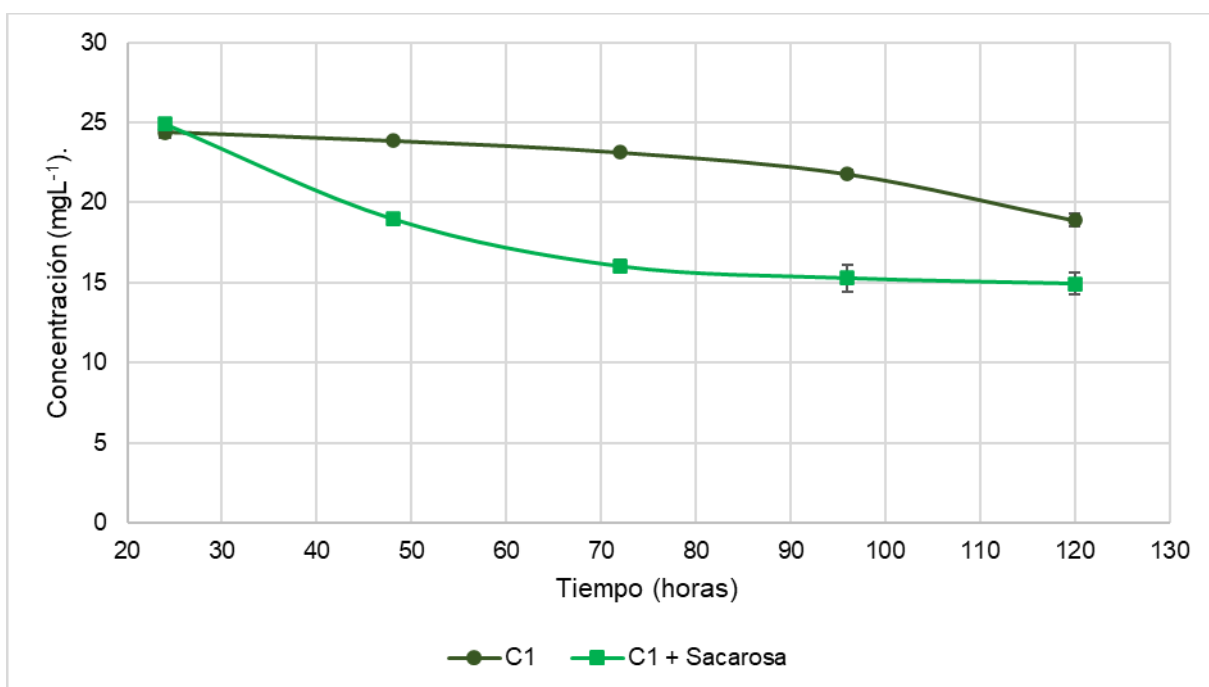


Gráfica 5. Degradación del colorante comercial rojo escarlata 604 606 (50 mgL⁻¹) con el tratamiento por consorcio bacteriano. Fuente: Elaboración propia.

En el caso del colorante verde ultramar 667 los resultados obtenidos de la degradación a partir de una concentración inicial de 50 mgL⁻¹ se muestran en la Tabla 19, donde se aprecia que el mejor tratamiento fue aquel donde se utilizó el consorcio bacteriano (C1) con sacarosa añadida. A las 120 h se muestra que el tratamiento C1+S (Consortio bacteriano con sacarosa añadida) tuvo una concentración de 14.9404 mgL⁻¹ que corresponde a un 70.1191±0.66% de degradación mientras que el tratamiento C1 tuvo una concentración final de 18.9053 mgL⁻¹ equivalente a 62.1893±0.42% de degradación. Al inicio del proceso se puede observar que la degradación era muy similar pero el tratamiento C1+S fue mejorando a partir de las 48 h como se puede visualizar en la Gráfica 6 en ambas curvas de degradación.

Tabla 19. Degradación del colorante verde ultramar 667606 (50 mgL^{-1}) con el tratamiento por consorcio bacteriano. Fuente: Elaboración propia.

Horas	Degradación de colorante verde ultramar 667 (50 mgL^{-1})			
	Concentración (mgL^{-1})		Porcentaje de degradación (%)	
	C1*	C1+S*	C1*	C1+S*
24	24.3945	24.8915	51.2109 ± 0.35	50.2168 ± 0.26
48	23.8503	18.9752	52.2994 ± 0.06	62.0495 ± 0.33
72	23.1238	16.0248	53.7523 ± 0.07	67.9504 ± 0.37
96	21.7817	15.2837	56.4364 ± 0.22	69.4324 ± 0.83
120	18.9053	14.9404	62.1893 ± 0.42	70.1191 ± 0.66



Gráfica 6. Degradación del colorante comercial verde ultramar 667606 (50 mgL^{-1}) con el tratamiento por consorcio bacteriano. Fuente: Elaboración propia

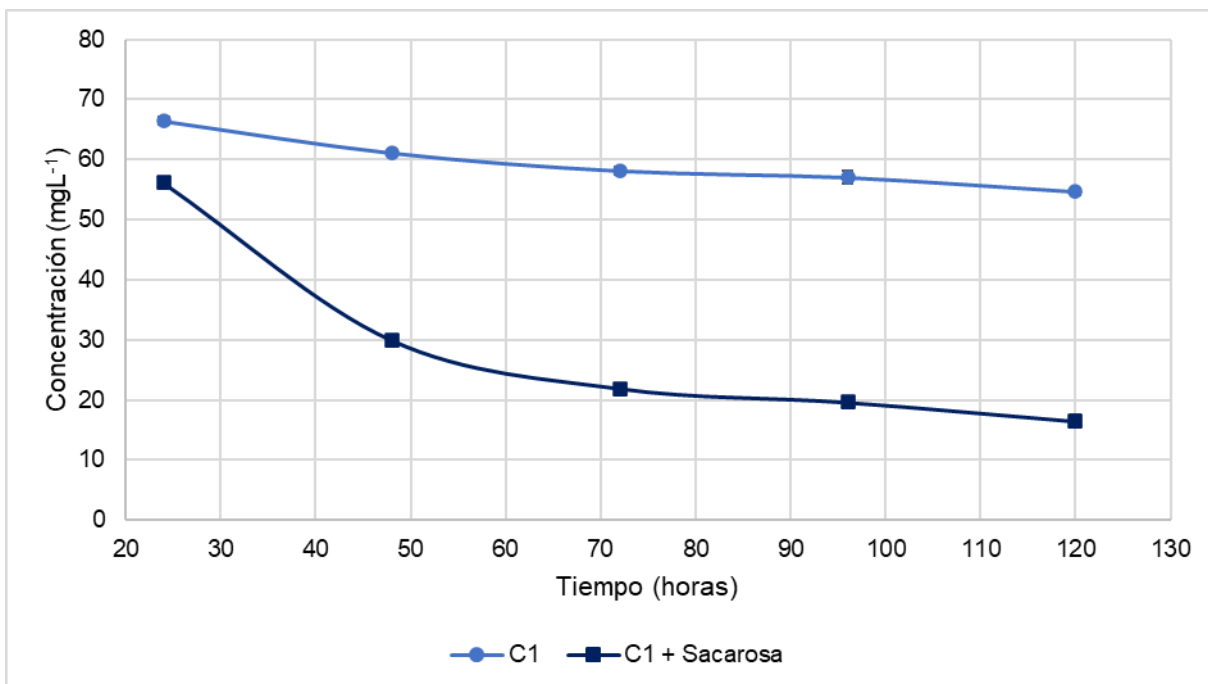
6.2.2. Degradación de colorantes textiles a una concentración de 100 mgL⁻¹ por consorcio bacteriano.

En la degradación de los colorantes a partir de una concentración de 100 mgL⁻¹ en las tres muestras se observa que la degradación fue menor que la vista en la degradación con una concentración de 50 mgL⁻¹ pero aun con porcentajes de degradación buenos.

Para el colorante azul marino 606 se observa que el mejor tratamiento fue aquel donde se añadió sacarosa con un porcentaje de degradación final de 83.5406±1.03% que corresponde a una concentración de 16.4593 mgL⁻¹ (Tabla 20) mientras que el uso del consorcio solo obtuvo un 45.3901±0.54% de degradación, es decir, una concentración de 54.6099 mgL⁻¹ (Tabla 20) lo que denota en una diferencia bastante notoria entre la eficacia de ambos tratamientos. En la Gráfica 7 se muestran la curva de degradación de ambos tratamientos probados donde de manera visual se puede observar como el tratamiento con sacarosa añadida obtuvo concentraciones mucho menores a lo largo del tiempo total del proceso desde las primeras 24 h.

Tabla 20. Degradación del colorante azul marino 606 con el consorcio bacteriano a partir de una concentración inicial de 100 mgL⁻¹. Fuente: Elaboración propia.

Degradación de colorante azul marino 606 (100 mgL⁻¹)				
Horas	Concentración (mgL⁻¹)		Porcentaje de degradación (%)	
	C1*	C1+S*	C1*	C1+S*
24	66.4170	56.1370	33.5829±0.68	43.8629±0.09
48	61.0916	29.9721	38.9083±0.14	70.0278±0.08
72	58.0981	21.9122	41.9018±0.66	78.0878±0.41
96	56.9898	19.6186	43.0101±1.06	80.3813±0.81
120	54.6099	16.4593	45.3901±0.54	83.5406±1.03

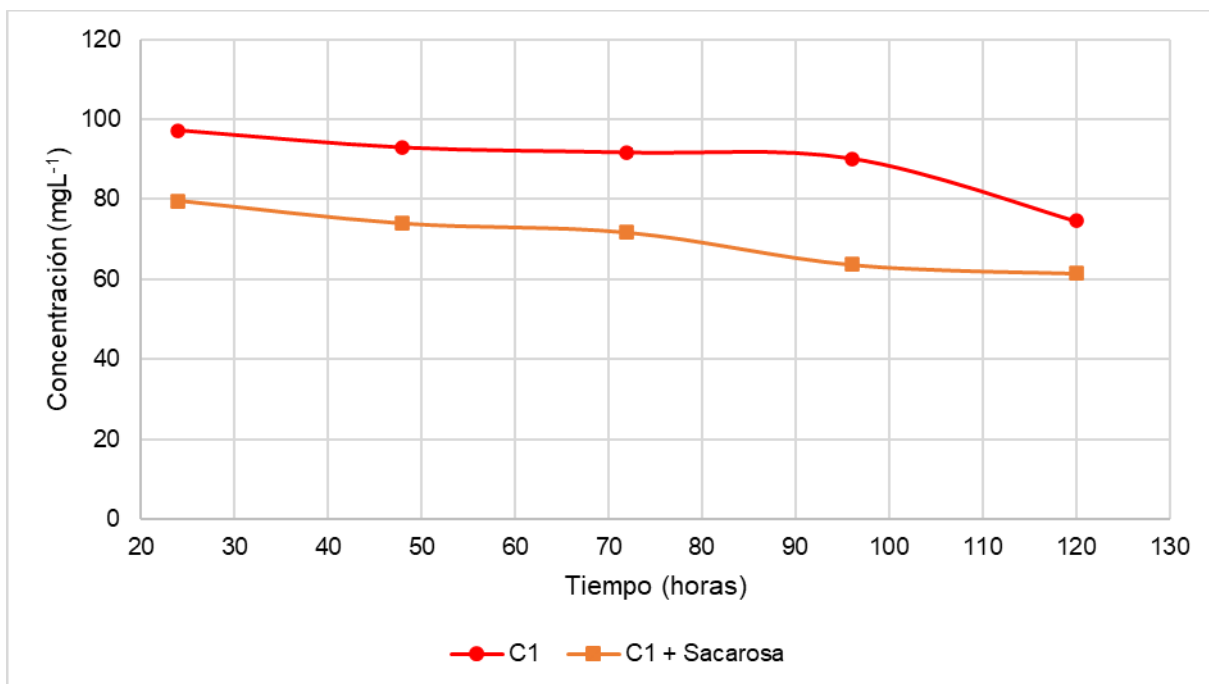


Gráfica 7. Degradación del colorante comercial azul marino 606606 (100 mgL⁻¹) con el tratamiento por consorcio bacteriano. Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 21 se señalan las concentraciones del colorante rojo escarlata 604 cada 24 h al igual que el porcentaje de degradación que representa esta concentración para cada tratamiento probado. El tratamiento con una mayor eficacia fue aquel donde se utilizó solo el consorcio bacteriano con adición de sacarosa pues desde las 24 h el consorcio con sacarosa tuvo un porcentaje de degradación de $20.3717 \pm 0.71\%$ mientras que el consorcio solo obtuvo un $2.8268 \pm 0.66\%$, finalmente a las 120 h el consorcio solo logró un $25.3737 \pm 0.41\%$ (74.6263 mgL^{-1}) de degradación mientras que consorcio con sacarosa logró un 38.5040% (61.4959 mgL^{-1}) de degradación. En la Gráfica 8 se pueden apreciar los resultados de la Tabla 21 de manera más visual confirmando a través de la curva de degradación del consorcio con sacarosa (C1 + Sacarosa) de color naranja que fue el tratamiento que obtuvo mejores resultados para el colorante rojo escarlata con una concentración inicial de 100 mgL^{-1} .

Tabla 21. Degradación del colorante rojo escarlata 604 con el consorcio bacteriano a partir de una concentración inicial de 100 mgL⁻¹. Fuente: Elaboración propia.

Degradación de colorante rojo escarlata 604 (100 mgL ⁻¹)				
Horas	Concentración (mgL ⁻¹)		Porcentaje de degradación (%)	
	C1*	C1+S*	C1*	C1+S*
24	97.1731	79.6282	2.8268±0.66	20.3717±0.71
48	92.9155	73.9898	7.0845±0.24	26.0111±0.35
72	91.6677	71.7231	8.3322±0.95	28.2769±0.23
96	90.1686	63.6964	9.8314±0.56	36.3035±0.53
120	74.6263	61.4959	25.3737±0.41	38.5045±0.87

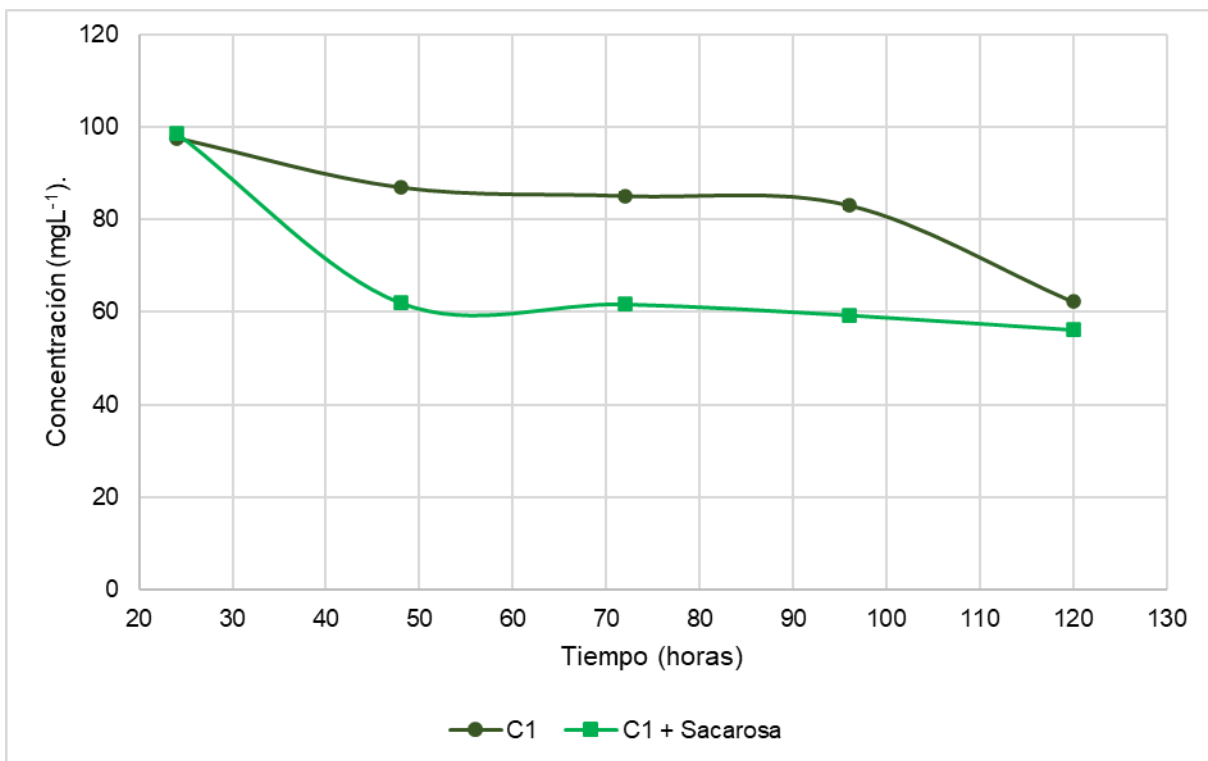


Gráfica 8. Degradación del colorante comercial rojo escarlata 604606 (100 mgL⁻¹) con el tratamiento por consorcio bacteriano. Fuente: Elaboración propia.

Finalmente, en la degradación del colorante verde ultramar 667 a partir de una concentración inicial de 100 mgL^{-1} se obtuvieron resultados más bajos que en los otros dos colorantes que se estudiaron. Dentro de los resultados mostrados en la Tabla 22 se puede apreciar que el tratamiento que fue más eficaz para este colorante fue en el que se añadió sacarosa al consorcio bacteriano con una concentración final de 56.2587 mgL^{-1} ($43.7413 \pm 0.03\%$) mientras que el uso del consorcio solo logró una concentración final del 62.2133 mgL^{-1} ($37.7866 \pm 0.15\%$). En la Gráfica 9 se puede apreciar la variación de la concentración a través del paso del tiempo, en el proceso donde observamos que al pasar el tiempo la brecha entre las concentraciones correspondientes de cada tratamiento se hacía más grande, pero tanto al inicio como al final del tratamiento las concentraciones son más similares.

Tabla 22. Degradación del colorante verde ultramar con el consorcio bacteriano a partir de una concentración inicial de 100 mgL^{-1} . Fuente: Elaboración propia.

Degradación de colorante verde ultramar 667 (100 mgL^{-1})				
Horas	Concentración (mgL^{-1})		Porcentaje de degradación (%)	
	C1*	C1+S*	C1*	C1+S*
24	97.6067	93.6805	2.3933 ± 0.20	6.3195 ± 0.14
48	86.9406	62.0869	13.0594 ± 0.18	37.9130 ± 0.36
72	85.9406	61.7705	14.9396 ± 0.73	38.2295 ± 0.62
96	83.0560	59.4074	16.9439 ± 0.76	40.5926 ± 0.38
120	62.2133	56.2587	37.7866 ± 0.15	43.7413 ± 0.03



Gráfica 9. Degradación del colorante comercial verde ultramar 667606 (100 mgL⁻¹) con el tratamiento por consorcio bacteriano. Fuente: Elaboración propia.

6.2.3. Cinética de biodegradación para la degradación de colorantes textiles comerciales por consorcio bacteriano.

6.2.3.1. Cinética de biodegradación para colorantes textiles comerciales (azul marino 606, rojo escarlata 604 y verde ultramar 667) a partir de concentración de 50 mgL⁻¹.

Se ajustaron los modelos cinéticos de orden cero, primer orden y segundo orden a los datos obtenidos en la determinación de degradación de cada colorante, obteniendo así las constantes de degradación (K_0 , K_1 y K_2) a la vez que los valores de los coeficientes de correlación (R^2) para así determinar cuál modelo se acopló mejor a la degradación de los tres colorantes. En la Tabla 23 se pueden observar los valores de los parámetros mencionados y de acuerdo con estos se puede decir

que la reacción de decoloración y/o degradación de los tres colorantes pertenecen al primer orden lo que significa que la reacción depende de la concentración de la sustancia a degradar en este caso de la concentración del colorante.

Tabla 23. Cinética de biodegradación de las muestras de colorante (50 mgL⁻¹) azul marino 606, rojo escarlata 604 y verde ultramar 667 por consorcio bacteriano. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento de cada colorante (50 mgL ⁻¹)		Orden Cero		Primer Orden		Segundo Orden	
		K ₀	R ²	K ₁	R ²	K ₂	R ²
Azul marino 606	C1	-0.0413625	0.924029	-0.0017251	0.99929349	0.00007212	0.9939557
	C1+S	-0.2344225	0.6859217	-0.0113117	0.98413236	0.0006144	0.8813267
Rojo Escarlata 604	C1	-0.0482929	0.9663297	-0.0022874	0.99895164	0.0001087	0.9921592
	C1+S	-0.1043654	0.8786417	-0.003303	0.99705113	0.0001055	0.9607755
Verde ultramar 667	C1	-0.10872458	0.88658554	-0.00250231	0.998820947	0.000057889	0.8546296
	C1+S	-0.2174475	0.91214816	-0.00567093	0.996438434	0.00015079	0.74114433

6.2.3.2. Cinética de biodegradación para colorantes textiles comerciales (azul marino 606, rojo escarlata 604 y verde ultramar 667) a partir de concentración de 100 mgL⁻¹.

En la Tabla 24 se muestran los valores obtenidos de las constantes cinéticas (K₀, K₁ y K₂) y los valores de los coeficientes de correlación (R²) para cada colorante probado, de acuerdo con los coeficientes de correlación coincide que los tres colorantes pertenecen al primer orden de reacción en la degradación de estos mismos, lo que indica que la reacción depende de la concentración de la sustancia a degradar.

Tabla 24. Cinética de biodegradación de las muestras de colorante (100 mgL⁻¹) azul marino 606, rojo escarlata 604 y verde ultramar 667 por consorcio bacteriano.

Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento de cada colorante (100 mgL ⁻¹)		Orden Cero		Primer Orden		Segundo Orden	
		K ₀	R ²	K ₁	R ²	K ₂	R ²
Azul marino 606	C1	-0.1571500	0.825604715	-0.0025256	0.99871121	0.000040821	0.98342348
	C1+S	-0.4987870	0.70514724	-0.0139634	0.97297683	0.00046252	0.81938711
Rojos	C1	-0.19933541	0.771298884	-0.002325	0.9989834	0.00002728	0.832831
Escarlata 604	C1+S	-0.18565458	0.96211182	-0.0024842	0.998648	0.00003338	0.9644336
Verde ultramar 667	C1	-0.15715	0.825604715	-0.0025256	0.99871121	0.000040821	0.98342348
	C1+S	-0.49878708	0.70514724	-0.01396343	0.97297683	0.00046252	0.81938 711

6.2.4. Prueba de fitotoxicidad para la degradación de colorantes textiles comerciales.

En la Tabla 25 se muestra la respuesta biológica de las semillas de la especie *Medicago sativa* ante una muestra determinada ya sea de colorante sin tratamiento previo o después del tratamiento biológico del consorcio bacteriano (C1) con o sin sacarosa.

En primera instancia tenemos que en los colorantes sin tratamiento previo la Germinación Relativa de las Semillas (GRS) es relativamente baja pues los valores obtenidos hacen notar que el colorante influye de manera que se ve afectada la germinación obteniendo valores de $66.67 \pm 0.2\%$ para el colorante azul marino 606, $55.56 \pm 0.1\%$ para el colorante rojo escarlata y $66.67 \pm 0.2\%$ para el verde ultramar 667. De igual forma el Crecimiento Relativo de Radícula (CRR) tiene valores bajos en cuanto a la longitud de radícula que alcanzan las semillas germinadas que no son expuestas al colorante.

En cuanto a las muestras de agua después del tratamientos aplicados a partir de una concentración inicial de colorante de 50 mgL^{-1} tenemos que en las tres respuestas biológicas calculadas (GRS, CRR y IG) hubo un aumento lo que significa que mejoró tanto la germinación de las semillas y aumento la longitud de las radículas y por tanto disminuyó la toxicidad del agua después del tratamiento, dentro de ambos tratamientos el que presento mejores resultados al mejorar la germinación en *Medicago sativa* fue aquel en el que se usó el consorcio bacteriano y se empleó una concentración de sacarosa teniendo que los valores para la GRS fueron de $88.89 \pm 0.2\%$ para el azul marino 606, $77.78 \pm 0.1\%$ para el rojo escarlata 604 y $88.89 \pm 0.1\%$ para el verde ultramar; para el CRR fueron de $92.17 \pm 0.3\%$ para el azul marino 606, $85.27 \pm 0.1\%$ para el rojo escarlata 604 y $97.18 \pm 0.2\%$ para el verde ultramar 667 y finalmente los resultados para el IG fueron de 81.93 ± 0.1 para el azul marino 606, 66.32 ± 0.2 para el rojo escarlata 604 y 86.39 ± 0.3 para el verde ultramar 667.

Para las muestras del tratamiento finalizado con colorante en una concentración inicial de 100 mgL^{-1} de igual forma se puede apreciar de acuerdo con los valores obtenidos que ambos tratamientos ayudaron a la germinación de las semillas de *Medicago sativa* en especial se ejemplifica en el Índice de Germinación (IG) donde se correlaciona tanto el GRS como el CRR pues en IG se obtuvo un índice de 74.89 ± 0.1 para el azul marino 606, 62.70 ± 0.3 para el rojo escarlata 604 y 87.35 ± 0.1 para el verde ultramar 667 mientras que en los colorantes sin tratamiento se tuvieron los índices de 42.52 ± 0.2 para el azul marino 606, 37.25 ± 0.1 para el rojo escarlata 604 y 44.95 ± 0.5 para el verde ultramar 667; se puede observar que aumento casi al doble el valor de IG, respectivamente.

Tabla 25. Prueba de fitotoxicidad de colorantes utilizados (50 mgL⁻¹ y 100 mgL⁻¹) ante semillas de *Medicago sativa*. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento		GRS (%)	CRR (%)	IG
Colorantes sin tratamiento	Azul marino 606	66.67± 0.2	66.77± 0.1	42.52± 0.2
	Rojo escarlata 604	55.56± 0.1	67.04± 0.3	37.25± 0.1
	Verde ultramar 667	66.67± 0.2	67.43± 0.2	44.95± 0.5
Tratamiento de 50 mgL ⁻¹ con C1 sin sacarosa	Azul marino 606	88.89± 0.2	87.13± 0.1	77.45± 0.1
	Rojo escarlata 604	88.89± 0.3	68.85± 0.2	61.20± 0.2
	Verde ultramar 667	88.89± 0.3	82.12± 0.2	72.99± 0.4
Tratamiento de 50mgL ⁻¹ con C1 con sacarosa	Azul marino 606	88.89± 0.2	92.17± 0.3	81.93± 0.1
	Rojo escarlata 604	77.78± 0.1	85.27± 0.1	66.32± 0.2
	Verde ultramar 667	88.89± 0.1	97.18± 0.2	86.39± 0.3
Tratamiento de 100mgL ⁻¹ con C1 sin sacarosa	Azul marino 606	88.89± 0.1	94.08± 0.3	83.63± 0.1
	Rojo escarlata 604	77.78± 0.2	72.89± 0.1	56.70± 0.2
	Verde ultramar 667	77.78± 0.5	87.07± 0.1	67.72± 0.4
Tratamiento de 100mgL ⁻¹ con C1 con sacarosa	Azul marino 606	88.89± 0.2	84.25± 0.1	74.89± 0.1
	Rojo escarlata 604	77.78± 0.1	80.62± 0.2	62.70± 0.3
	Verde ultramar 667	88.89± 0.1	98.26± 0.3	87.35± 0.1

6.3. Ensayo de prueba de degradación de colorantes en agua residual textil real con consorcio.

Antes de la cuantificación en la degradación de las tres muestras de degradación denominadas como: Muestra 1 para el agua residual con una coloración aparente azul (M1), Muestra 2 para el agua residual con una coloración aparente morada

(M2) y la Muestra 3 para el agua residual con una coloración aparente café (M3); se realizó un barrido ya que no se sabe la concentración inicial del colorante ni se cuenta con colorante para realizar una curva de calibración por lo que se buscó un punto dentro del rango de 330 nm a 800 nm que nos permitiera referenciar la degradación a lo largo del proceso. Se encontraron los puntos de 670nm para la M1, 570 nm para la M2 y 380 nm para la M3 (Tabla 26), de igual forma se calculó el área bajo la curva de cada una de las muestras sin tratamiento alguno señalado en la Tabla 26 para cuantificar la degradación a lo largo de las 120 h de duración del tratamiento.

Tabla 26. Longitud de onda y área bajo la curva de las muestras sin tratamiento previo (M1, M2 y M3). Fuente: Elaboración propia.

Muestra de Agua Residual	Longitud de onda (λ)	Área bajo la curva
M1: Color aparente azul	670 nm.	0.404415
M2: Color aparente morada	570 nm.	0.396515
M3: Color aparente café	380 nm.	0.198830

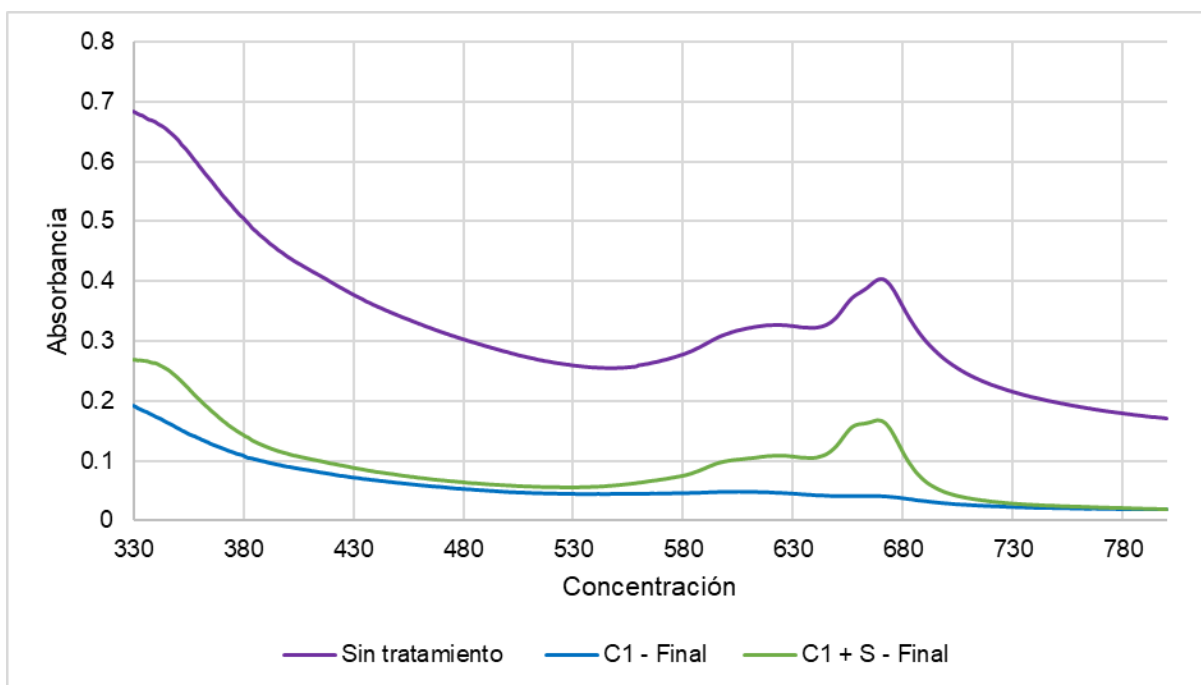
6.3.1. Degradación de la Muestra 1 de coloración aparente azul con el consorcio bacteriano.

En el caso de la Muestra 1 con una coloración aparente azul (M1) se probaron dos tratamientos uno con el consorcio solo y otro con sacarosa agregada, en la Tabla 27 se muestran los resultados del proceso teniendo que el tratamiento más eficaz fue el del consorcio con sacarosa con un $89.8337 \pm 0.02\%$ (0.0411) de degradación mientras que el tratamiento con solo sacarosa fue de $52.9035 \pm 0.02\%$ (0.1904), en la Gráfica 10 se muestra de manera visual el espectro de la muestra de agua residual 1 sin tratamiento previo, así como el tratamiento con el consorcio bacteriano solo al terminar el proceso (C1- Final) y el tratamiento con el consorcio y sacarosa al finalizar el proceso (C1+S-Final) dónde se aprecia como el área bajo

la curva en el segundo tratamiento (C1+S-Final) es menor de manera notable sobre todo en el pico más alto de absorbancia (670 nm).

Tabla 27. Degradación de la M1 a lo largo del tiempo con consorcio bacteriano.
Fuente: Elaboración propia

Horas	Muestra 1 sometida al tratamiento C1		Muestra 1 sometida al tratamiento C1 + S	
	Área bajo la curva	Porcentaje de degradación (%)	Área bajo la curva	Porcentaje de degradación (%)
24	0.2359	41.6510±0.01	0.0732	81.8995±0.69
48	0.2285	43.4872±0.01	0.0677	83.2466±0.01
72	0.2157	46.6416±0.05	0.0607	84.9716±0.06
96	0.1904	52.9035±0.02	0.0545	86.5106±0.05
120	0.1666	58.7950±0.06	0.0411	89.8337±0.02



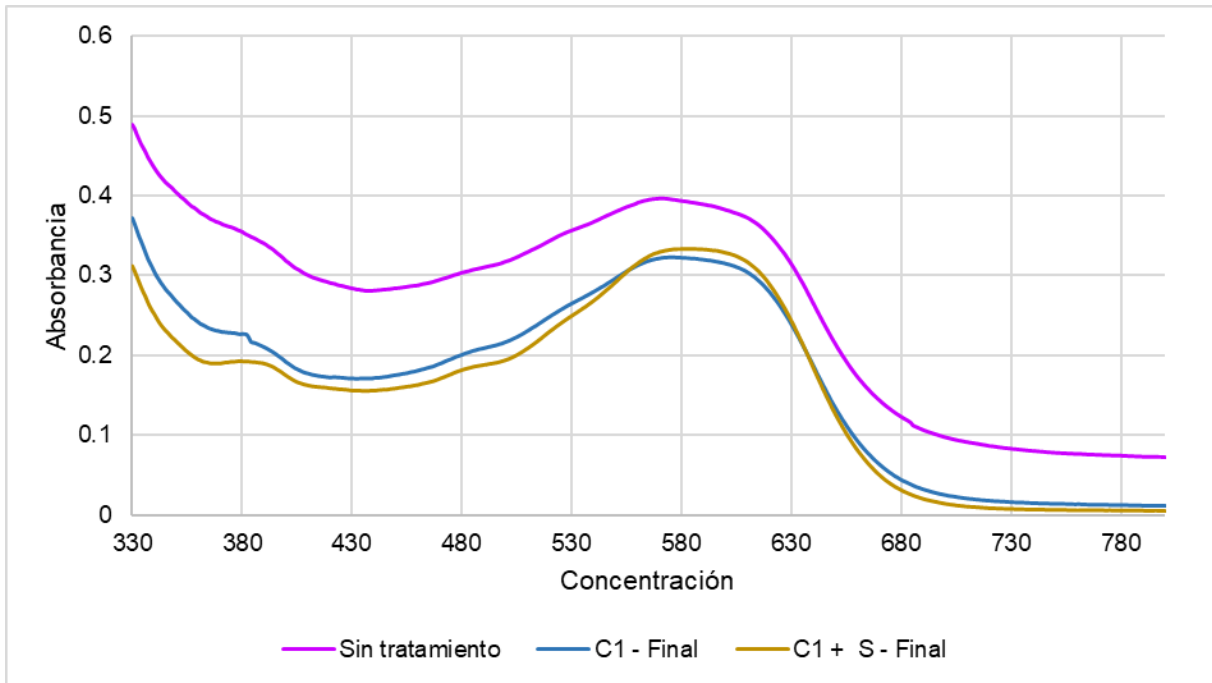
Gráfica 10. Degradación de muestra 1 (color aparente azul) con tratamiento por consorcio bacteriano. Fuente: Elaboración propia.

6.3.2. Degradación de la Muestra 2 de coloración aparente morada con el consorcio bacteriano.

En la Tabla 28 se muestra la degradación en porcentaje del agua residual de coloración aparente morada (M2) y su correspondiente área bajo la curva a lo largo de la degradación por los dos tratamientos empleados, el de mayor degradación en este caso fue el del consorcio sin sacarosa con un $18.9929 \pm 0.01\%$ (0.3212) mientras que el consorcio con sacarosa agregada obtuvo un $16.9108 \pm 0.12\%$ (0.3294) de degradación a las 120 h del proceso. En este caso ambos tratamientos presentaron porcentajes de degradación bajos desde el inicio como se puede ver en la Gráfica 11 de forma más notoria pues el área bajo la curva fue disminuida solo un poco en ambos tratamientos al finalizarse estos.

Tabla 28. Degradación de la M2 a lo largo del tiempo con consorcio bacteriano.
Fuente: Elaboración propia.

Horas	Muestra 2 sometida al tratamiento C1		Muestra 2 sometida al tratamiento C1 + S	
	Área bajo la curva	Porcentaje de degradación (%)	Área bajo la curva	Porcentaje de degradación (%)
24	0.3574	9.8644 ± 0.05	0.3736	5.7775 ± 0.01
48	0.3500	11.7178 ± 0.05	0.3704	6.5669 ± 0.01
72	0.3404	14.1273 ± 0.01	0.3572	9.9098 ± 0.08
96	0.3277	17.3322 ± 0.07	0.3561	10.1706 ± 0.08
120	0.3212	18.9929 ± 0.01	0.3294	16.9108 ± 0.12



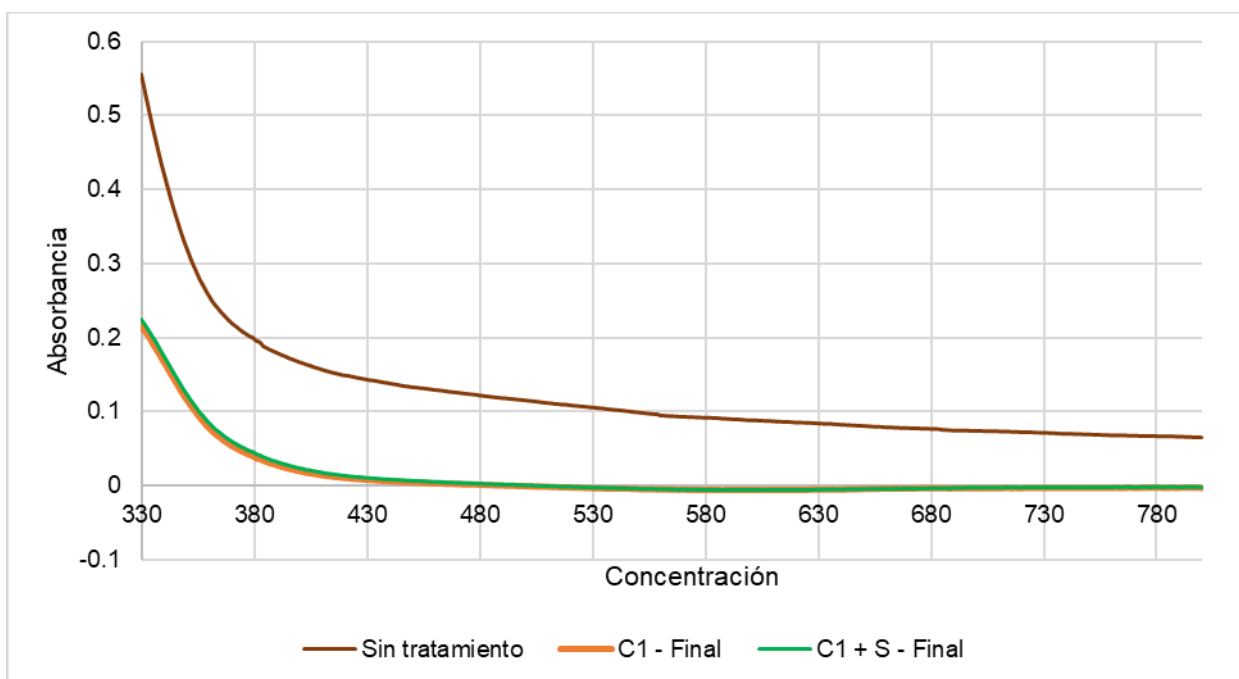
Gráfica 11. Degradación de muestra 2 (color aparente morado) con tratamiento por consorcio bacteriano. Fuente: Elaboración propia.

6.3.3. Degradación de la Muestra 3 de coloración aparente café con el consorcio bacteriano.

En el caso del agua residual de color aparente café (Muestra 3) el tratamiento que favoreció más la degradación fue aquel donde se empleó solamente el consorcio bacteriano con un porcentaje de degradación final de $80.3842 \pm 0.02\%$ (0.0390), en el tratamiento del consorcio con sacarosa se obtuvo una degradación final del $77.2685 \pm 0.07\%$ (0.0451); ambos son buenos resultados en la degradación del colorante; estos resultados son representados de forma gráfica en la representación de los espectros de la muestra sin tratamiento y el final de ambos tratamientos estudiados en la Gráfica 12 donde se nota como ambos tratamientos fueron eficaces en la degradación de la muestra y la degradación de estos dos fue muy similar al final del proceso.

Tabla 29. Degradación de la M3 a lo largo del tiempo con consorcio bacteriano.
Fuente: Elaboración propia.

Horas	Muestra 3 sometida al tratamiento C1		Muestra 3 sometida al tratamiento C1 + S	
	Área bajo la curva	Porcentaje de degradación (%)	Área bajo la curva	Porcentaje de degradación (%)
24	0.0503	74.6823±0.01	0.0539	72.8622±0.01
48	0.0484	75.6435±0.02	0.0514	74.1004±0.01
72	0.0484	75.6435±0.02	0.0514	74.1004±0.01
96	0.0444	77.6577±0.04	0.0491	75.2818±0.04
120	0.0390	80.3842±0.02	0.0451	77.2685±0.07



Gráfica 12. Degradación de muestra 3 (color aparente café) con tratamiento por consorcio bacteriano. Fuente: Elaboración propia.

6.3.4. Cinética de biodegradación de colorantes en agua residual textil real (M1, M2 y M3) con consorcio.

Para determinar el orden de la reacción al que pertenece cada reacción de degradación con los dos tratamientos probados se calculó las constantes cinéticas (K_0 , K_1 y K_2) así como el coeficiente de correlación (R^2) mismos que se encuentran en la Tabla 30 a fin de establecer si la degradación de las muestras depende del tiempo, de la concentración de contaminante y/o de ambos. Con los valores de los parámetros mencionados anteriormente se tiene que en todos los casos y para todas las muestras que se emplearon el primer orden de reacción es el modelo cinético que se acopla mejor a la reacción de degradación por lo que indica que esta reacción es dependiente del contaminante, en este caso se toma en cuenta que este es el colorante textil.

Tabla 30. Cinética de biodegradación de las muestras de agua residual textil (M1, M2 y M3) por consorcio bacteriano. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento de cada agua residual de acuerdo con su coloración aparente		Orden Cero		Primer Orden		Segundo Orden	
		K_0	R^2	K_1	R^2	K_2	R^2
Agua residual azul.	C1	-0.00073645	0.95181231	-0.00365848	0.99791891	0.01833847	0.9815936
	C1+S	-0.00032239	0.96564015	-0.00571007	0.99233884	0.10372709	0.96572074
Agua residual morada.	C1	-0.00039439	0.99047237	-0.00116361	0.99980465	0.00343589	0.98684777
	C1+S	-0.00042741	0.86554181	-0.00121175	0.99964172	0.00343988	0.95828398
Agua residual café.	C1	-0.000111163	0.868017991	-0.002486063	0.998884177	0.055876856	0.994233026
	C1+S	-8.27958E-05	0.905565401	-0.001670995	0.999235918	0.033804152	0.99589714

6.4. Tratamiento secuencial fotocátalisis heterogénea- microbiológico.

Previo a cualquier tratamiento se realizó un barrido para conocer el área bajo la curva de cada una de la de las muestras que se estudiaron (Tabla 31) con el fin de poder referenciar estos datos en la degradación con los tratamientos que se emplearon.

Tabla 31. Área bajo la curva de las muestras sin tratamiento previo (MA, MB y MC). Fuente: Elaboración propia.

Agua Residual	Área bajo la curva de agua sin tratamiento
Muestra A: Color aparente azul	203.13148
Muestra B: Color aparente rojo	103.92034
Muestra C: Color aparente café	30.855013

6.4.1. Degradación de Muestra A agua residual de coloración aparente azul.

Después de hacer un análisis entre los tratamientos probados (fotocátalisis con 0.1 gL^{-1} de catalizador con consorcio, fotocátalisis con 0.1 gL^{-1} de catalizador con consorcio y adición de sacarosa, fotocátalisis con 0.05 gL^{-1} de catalizador con consorcio y fotocátalisis con 0.05 gL^{-1} de catalizador con consorcio y adición de sacarosa) el mejor tratamiento fue aquel donde el proceso de fotocátalisis con el catalizador a una concentración de 0.05 gL^{-1} y posterior tratamiento microbiológico con el consorcio bacteriano y sacarosa añadida, por lo que este tratamiento es el que se encuentra en la Tabla 31 junto con el proceso de fotocátalisis de 0.05 gL^{-1} y posterior tratamiento con consorcio pero sin sacarosa.

En la Tabla 32 podemos observar el área bajo la curva del mejor tratamiento (Agua residual azul C1+S) así como su análogo en fotocátalisis, pero sin sacarosa (Agua residual azul C1) durante todo el tratamiento secuencial, así como el porcentaje de degradación de representa, teniendo que el tratamiento con

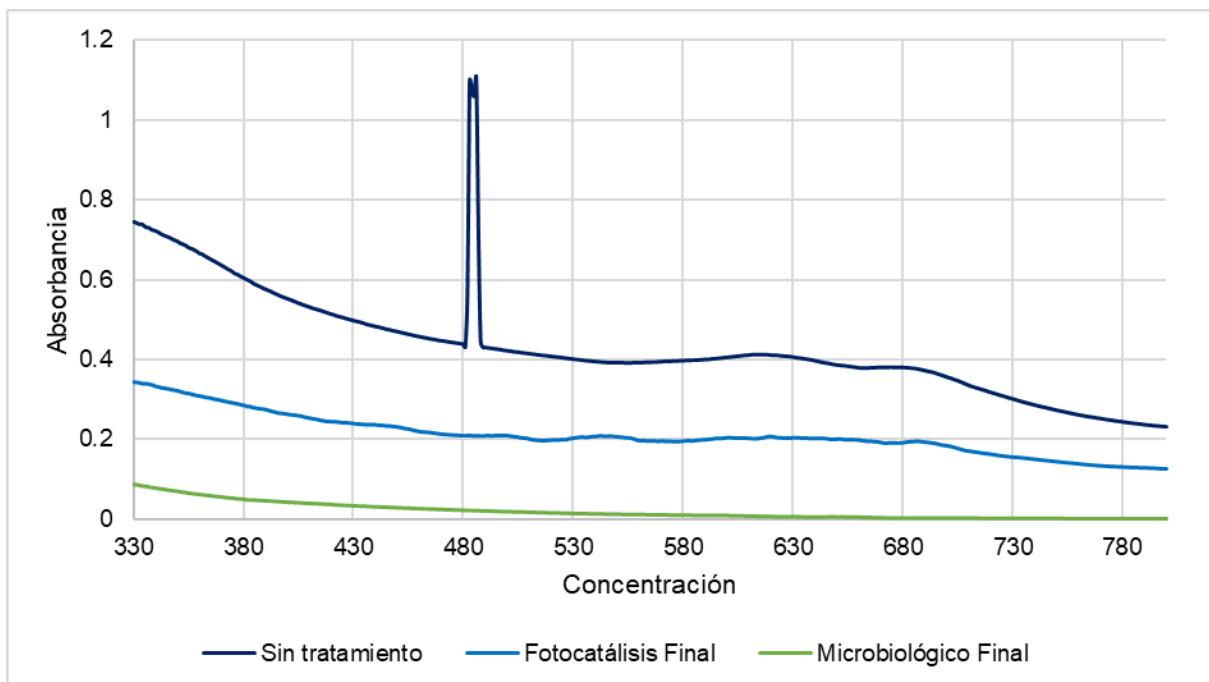
sacarosa obtuvo un porcentaje de degradación final de 95.4705±0.29% (9.2007) mientras que el tratamiento sin sacarosa tuvo un porcentaje de degradación final de 92.0235% (16.0605), se observa que la segunda parte del tratamiento, es decir, el microbiológico fue de gran ayuda en la degradación en ambos tratamientos pues al finalizar la fotocatálisis solo consiguió un 51.37% (98.7751) de degradación.

Tabla 32. Degradación de Muestra A en el tratamiento secuencial fotocatálisis heterogénea-microbiológico. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	Horas	Muestra A: C1		Muestra A: C1+S	
		Área bajo la curva	Porcentaje de degradación (%)	Área bajo la curva	Porcentaje de degradación (%)
	P. Os*	203.1314	0	203.1314	0
Fotocatálisis	2	105.2033	48.2092±0.41	105.2033	48.2092±0.41
	4	102.9816	49.3029±0.15	102.9816	49.3029±0.15
	6	98.7751	51.3737±0.32	98.7751	51.3737±0.32
	24	30.8112	84.8318±0.26	15.0594	92.5863±0.13
Microbiológico	48	19.5204	90.3902±0.18	12.5414	93.8259±0.42
	72	16.0605	92.0935±0.09	9.2007	95.4705±0.29

*P. Os: Prueba de oscuridad.

En la Gráfica 13 se puede observar cómo en cada parte del tratamiento secuencial disminuye el área bajo la curva de la muestra A inicial, teniendo que al final del proceso de degradación (línea de color verde dentro de la gráfica) el área bajo la curva es prácticamente nula. Esto demuestra que el tratamiento de fotocatálisis con catalizador en una concentración de 0.05 gL⁻¹ y posterior empleo del consorcio conformado nombrados Consorcio 1 y sacarosa añadida fue el más eficaz en la degradación de la muestra A.



Gráfica 13. Degradación de muestra A con tratamiento de Fotocatálisis heterogénea [0.05 gL⁻¹ de catalizador] -Consortio bacteriano. Fuente elaboración propia.

Finalmente, la Figura 15 nos expone como a lo largo del proceso la muestra A tuvo una decoloración notoria, lo que nos indica que hubo una buena degradación del colorante, ya que una de las principales características son sus colores.



Figura 15. Degradación de la muestra A con el tratamiento secuencial fotocatalisis-consorcio. Se observa la decoloración del agua residual desde el inicio de la fotocatalisis hasta las 72 h del proceso microbiológico. Fuente: Elaboración propia.

6.4.2. Degradación de Muestra B de coloración aparente roja.

Para el caso de la Muestra B de coloración aparente roja, el tratamiento que favoreció más la degradación de esta misma fue aquel donde se utilizó en la fotocatalisis una concentración de 0.1 gL^{-1} con un posterior tratamiento con el consorcio bacteriano formado y sacarosa agregada. En la Tabla 33 se muestra dicho tratamiento (Agua residual roja C1+S) junto con el tratamiento de fotocatalisis con una concentración de catalizador de 0.1 gL^{-1} tratada con el consorcio sin sacarosa donde se puede comprobar la mayor eficacia del tratamiento con sacarosa con un porcentaje de degradación $86.6001 \pm 0.31\%$ (13.9251) dejando por detrás a el tratamiento sin sacarosa con un porcentaje de degradación de $79.5216 \pm 0.18\%$ (21.2811), en este caso el proceso de fotocatalisis ofreció un buen porcentaje de degradación inicial con un porcentaje de degradación de $70.2417 \pm 0.24\%$ (30.3248) respecto a el área bajo la curva de la muestra B sin tratamiento que fue de 103.920335.

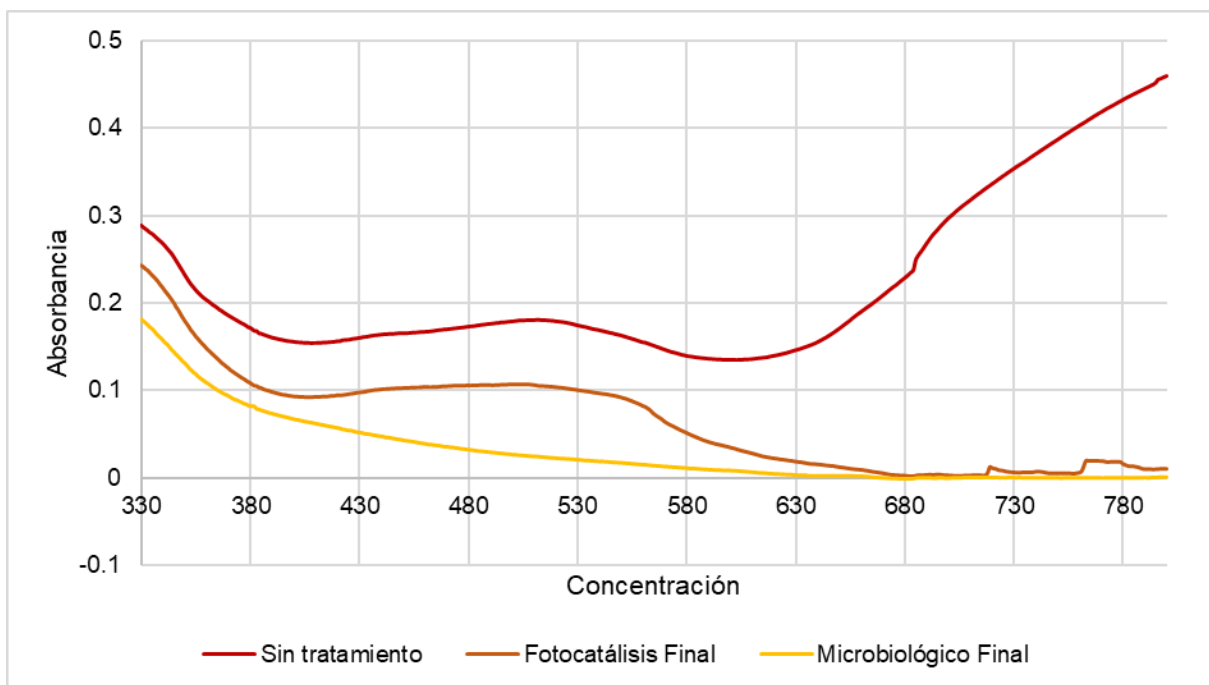
Tabla 33. Degradación de Muestra B en el tratamiento secuencial fotocatalisis heterogénea-microbiológico. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	Horas	Muestra B: C1		Muestra B:C1+S	
		Área bajo la curva	Porcentaje de degradación (%)	Área bajo la curva	Porcentaje de degradación (%)
	P. Os*	103.9203	0	103.9203	0
Fotocatalisis	2	34.2974	66.9963 ± 0.12	34.2974	66.9963 ± 0.12
	4	33.4758	67.7869 ± 0.02	33.4758	67.7869 ± 0.02
	6	30.9248	70.2417 ± 0.24	30.9248	70.2417 ± 0.24
Microbiológico	24	29.1270	71.9717 ± 0.05	29.7481	71.3741 ± 0.35
	48	26.5165	74.4837 ± 0.28	21.3932	79.4137 ± 0.11
	72	21.2811	79.5216 ± 0.18	13.9251	86.6001 ± 0.31

*P. Os: Prueba de oscuridad.

El tratamiento que obtuvo los mejores resultados en la muestra B se representan visualmente en la Gráfica 14 por medio de los barridos espectrales de la muestra antes de un tratamiento previo (curva de color rojo), al finalizar el proceso de fotocátalisis heterogénea (curva de color naranja) y al finalizar el proceso microbiológico (curva de color amarillo) se observa que la mayor disminución en el área bajo la curva fue después del tratamiento de fotocátalisis heterogénea con catalizador en una concentración de 0.1 gL^{-1} .

Finalmente, en la Figura 16 se muestra como la coloración aparente de la muestra cambia a lo largo del proceso consecutivo quedando la muestra final con una disminución radical del color rojo. En la Figura 16 se muestra la decoloración en el agua residual B, lo que nos indica que hubo una buena degradación del colorante en la fotocátalisis al igual que en el proceso microbiológico.



Gráfica 14. Degradación de muestra B con tratamiento de Fotocatálisis heterogénea [0.1 gL^{-1} de catalizador] -Consortio bacteriano. Fuente elaboración propia.

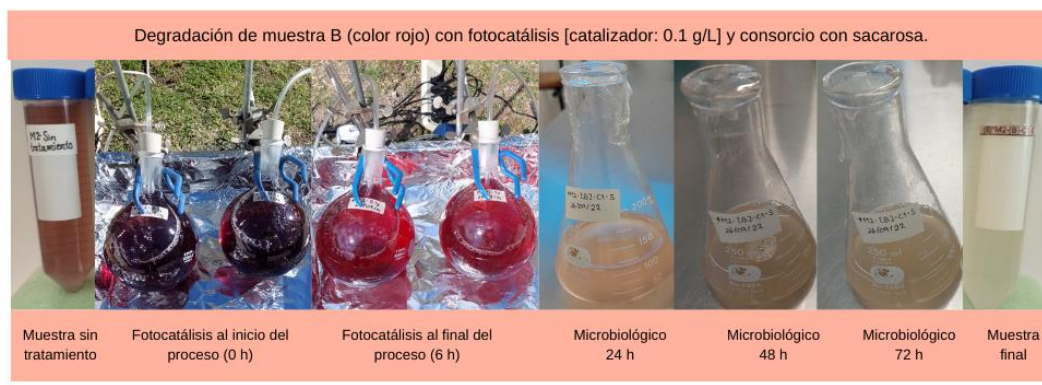


Figura 16. Degradación de la muestra B con el tratamiento secuencial fotocátalisis-consorcio. Se observa la decoloración del agua residual desde el inicio de la fotocátalisis hasta las 72 h del proceso microbiológico. Fuente: Elaboración propia.

6.4.3. Degradación de Muestra C de coloración aparente café.

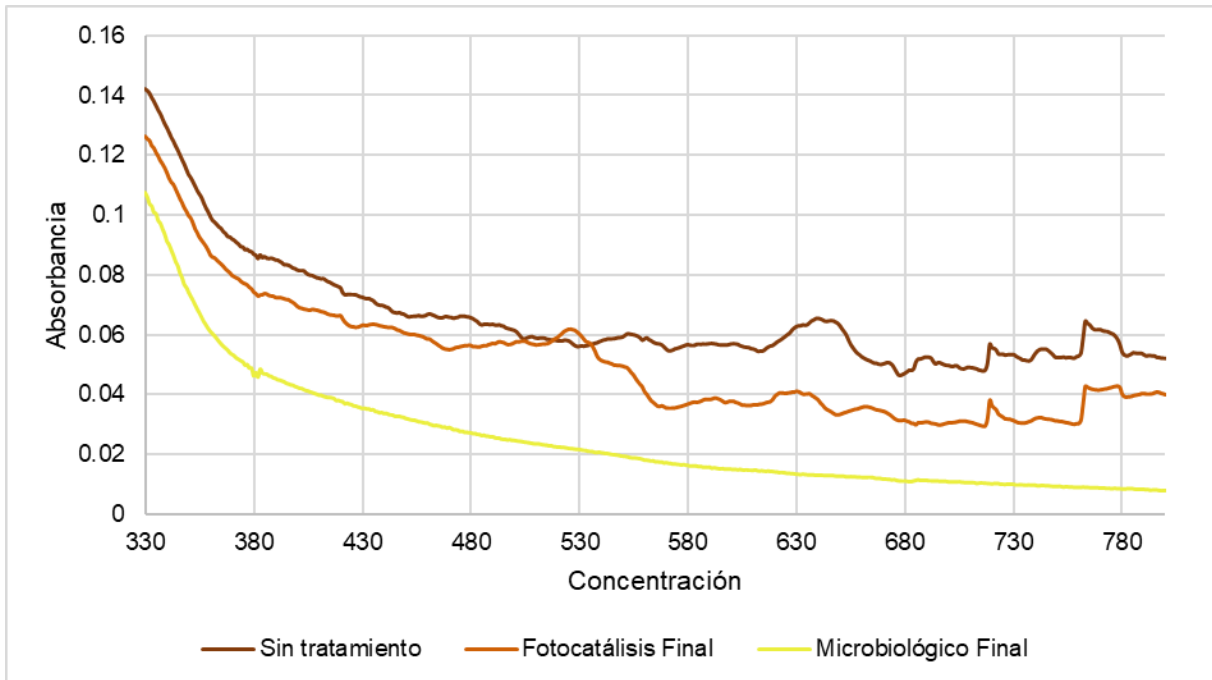
En la Tabla 34 se muestran los resultados del tratamiento donde se utilizó en fotocátalisis una concentración de catalizador de 0.1 gL^{-1} para después utilizar el consorcio bacteriano con y sin 3 gL^{-1} de sacarosa donde se puede apreciar que el mejor tratamiento fue con sacarosa con un porcentaje de degradación de $61.5880 \pm 0.32\%$ (11.8520) mientras que el tratamiento donde no se empleó sacarosa tuvo un porcentaje de degradación final de $38.0208 \pm 0.08\%$ (19.1236), en este caso la brecha entre ambos tratamientos es grande. Al finalizar el proceso de fotocátalisis podemos observar que el porcentaje de degradación fue bajo con un $21.4414 \pm 0.01\%$ (24.2392) sugiriendo en este caso que de ambos procesos el microbiológico fue aquel que resulto más beneficioso para la degradación del agua residual.

Tabla 34. Degradación de Muestra C en el tratamiento secuencial fotocátalisis heterogénea-microbiológico. Fuente: Elaboración propia.

Tratamiento	Horas	Agua residual café C1		Agua residual café C1+S	
		Área bajo la curva	Porcentaje de degradación (%)	Área bajo la curva	Porcentaje de degradación (%)
	P. Os*	30.8550	0	30.8550	0
Fotocatálisis	2	27.7320	10.1213±0.05	27.7320	10.1213±0.05
	4	24.7554	19.7685±0.02	24.7554	19.7685±0.02
	6	24.2392	21.4414±0.01	24.2392	21.4414±0.01
Microbiológico	24	21.6990	29.6741±0.06	18.1198	41.2743±0.14
	48	20.7443	32.7682±0.21	16.7464	45.7254±0.02
	72	19.1236	38.0208±0.08	11.8520	61.5880±0.32

*P. Os: Prueba de oscuridad.

En la Gráfica 15 podemos observar como el área bajo la curva del proceso de fotocátalisis, aunque disminuyo esta brecha es pequeña, en cambio la curva del tratamiento microbiológico al estar finalizado muestra un área bajo la curva mucho menor que el agua residual sin tratamiento previo, demostrando de manera grafica como el tratamiento secuencial fue eficaz al degradar una gran parte de contaminantes de la muestra C inicial. En la Figura 18 se muestra como durante las 6 h de fotocátalisis y las 72 h de tratamiento microbiológico hay una constante decoloración en el agua residual C.



Gráfica 15. Degradación de muestra C con tratamiento de Fotocatálisis heterogénea [0.1 gL⁻¹ de catalizador] -Consortio bacteriano. Fuente elaboración propia.



Figura 17. Degradación de la muestra C con el tratamiento secuencial fotocatalisis-consorcio. Se observa la decoloración del agua residual desde el inicio de la fotocatalisis hasta las 72 h del proceso microbiológico. Fuente: Elaboración propia.

6.4.4. Cinética de biodegradación de agua residual textil real (MA, MB y MC) con consorcio.

Para las tres muestras tratadas se calcularon las constantes cinéticas (K_0 , K_1 y K_2) y el coeficiente de correlación (R^2) y de acuerdo con los valores obtenidos de los mejores tratamientos para cada una de estas muestras se determinó que las tres reacciones de biodegradación pertenecen al modelo cinético de segundo orden como se muestra en la Tabla 35.

Tabla 35. Cinética de biodegradación de las muestras de agua residual textil (MA, MB y MC) por consorcio bacteriano. Fuente: Elaboración propia.

Agua residual de acuerdo con su coloración aparente	Orden Cero		Primer Orden		Segundo Orden	
	K_0	R^2	K_1	R^2	K_2	R^2
MA: Agua residual azul	-2.0129637	0.61824922	-0.0414356	0.82643649	0.00118085	0.83342396
MB: Agua residual roja	-0.6103385	0.32314677	-0.0171787	0.60772191	0.00063551	0.85359055
MC: Agua residual café	-0.2254188	0.87551062	-0.0116447	0.93538939	0.00063755	0.95551605

6.4.5. Parámetros de entrada y salida de agua residual textil real (MA, MB y MC) con consorcio.

Los parámetros medidos fueron aquellos que están establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-2021, pues el fin del tratamiento del agua residual es que la descarga y/o utilización de estas mismas después de ser tratadas no causen algún daño o contaminen el ecosistema afectando a flora y fauna. En este caso algunos de los parámetros que más se estudian son el pH, la Demanda Química de Oxígeno (DQO), la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5), el nitrógeno y la conductividad. En todos los casos podemos observar en la Tabla 36 que antes de un tratamiento empleado para la degradación de los contaminantes del agua residual (Entrada) los valores son altos, mientras que después del tratamiento secuencial finalizado (Salida) hay una disminución significativos en cada uno de

los valores. En el caso del pH pasan de valores alcalinos de pH a valores más cercanos a pH neutro: en la muestra A pasa de 9.38 a 6.58, en la muestra B disminuye de 10.74 a 7.47 y finalmente en la muestra C cambia el valor de 6.8 a 6.41 siendo este el cambio menos significativo.

Tabla 36. Parámetros fisicoquímicos correspondientes a cada muestra de agua residual (MA, MB, MC) sin tratamiento previo y después de ser tratadas. *ST: Sólidos Totales, SVT: Sólidos Volátiles Totales y SST: Sólidos Suspendidos Totales. Fuente: Elaboración propia.

Parámetro	Límites permisibles *	MA: Azul		MB: Roja		MC: Café	
		Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Fósforo (mgL ⁻¹)	NA**	1.196	0.2545	2.1916	0.2978	1.1522	0.0245
Nitrógeno (mgL ⁻¹)	NA**	4	0.8	0.8	0.1	2.4	0.6
DQO (mgL ⁻¹)	210	1587.45	204.35	2154.78	293.24	1356.89	135.78
DBO ₅ (mgL ⁻¹)	NA**	44	2.42	46	6.87	48	11
pH	6-9	9.38	6.58	10.74	7.47	6.8	6.41
Conductividad (mS)	NA**	4.14	1.49	5.22	1.68	1.65	0.19
ST* (mgL ⁻¹)	NA**	7555	3635	3870	1205	3870	1416
SVT* (mgL ⁻¹)	NA**	1655	350	1475	367	535	318
SST* (mgL ⁻¹)	140	140	42	65	35	90	55

*NORMA Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. **No Aplica.

6.4.6. Prueba de fitotoxicidad de agua residual textil real (MA, MB y MC) con consorcio.

En la prueba para medir que tan dañina es el agua residual sin tratamiento y después de ser tratada por fotocatalisis heterogénea y después con consorcio y sacarosa se calculó a partir de los valores de GRS, CRR e IG. En la Tabla 37 se muestra los porcentajes obtenidos para el parámetro GRS que nos indica el

número de semillas de *Medicago sativa* para la muestra A sin tratamiento se obtuvo un $44.4444\pm 0.1\%$, para la muestra B sin tratamiento se tuvo un $22.2222\pm 0.1\%$ y la muestra C tuvo un $44.4444\pm 0.1\%$ mientras que las tres muestras tratadas lograron 100% sugiriendo que la germinación de las semillas es igual a cuando éstas son expuestas a agua sin colorante. Para el caso del CRR de igual forma tenemos que la muestra A sin tratamiento alcanzó un $29.9938\pm 0.1\%$ y con tratamiento $78.6528\pm 0.2\%$, la muestra B sin tratamiento obtuvo un $33.6968\pm 0.1\%$ y con tratamiento $97.2638\pm 0.4\%$ y la muestra C sin tratamiento tuvo un $11.9838\pm 0.3\%$ y con tratamiento $94.1370\pm 0.1\%$ por lo que se nota que la longitud de las radículas aumento en gran medida por lo que el tratamiento beneficio su crecimiento. Finalmente, el IG de las muestras tratadas es para el agua residual azul 1.2718 ± 0.2 , para el agua residual roja 1.0281 ± 0.1 y para el agua residual café 1.0623 ± 0.1 .

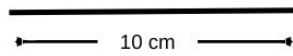
Tabla 37. Prueba de fitotoxicidad de MA, MB y MC ante semillas de *Medicago sativa*. Fuente: Elaboración propia.

Muestra de agua residual		GRS (%)	CRR (%)	IG
Sin tratamiento	MA: Agua residual azul.	44.4444 ± 0.1	29.9938 ± 0.1	1.4818 ± 0.1
	MB: Agua residual roja.	22.2222 ± 0.1	33.6968 ± 0.1	0.6595 ± 0.3
	MC: Agua residual café.	44.4444 ± 0.1	11.9883 ± 0.3	3.7073 ± 0.2
Con tratamiento	MA: Agua residual azul.	100 ± 0	78.6528 ± 0.2	1.2718 ± 0.2
	MB: Agua residual roja.	100 ± 0	97.2639 ± 0.4	1.0281 ± 0.1
	MC: Agua residual café.	100 ± 0	94.1370 ± 0.1	1.0623 ± 0.1

En última instancia en la Figura 18 se muestran los resultados de la prueba de fitotoxicidad donde se presentan las fotografías de las placas con las semillas de *Medicago sativa* después de terminada la prueba, se aprecia de forma visible como el número de semillas, así como la longitud de cada una de las muestras es menor que estos mismos parámetros después de tener una degradación de los contaminantes contenidos en las muestras.

Prueba de Fitotoxicidad en semillas de *Medicago sativa*:
Agua residual después de tratamiento fotocatalítico
heterogénea - consorcio bacteriano.

Escala:



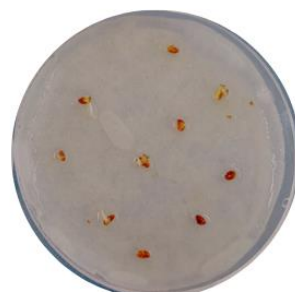
Control (Agua dura)



MA-Agua azul
Sin tratamiento



MB-Agua roja
Sin tratamiento



MC-Agua café
Sin tratamiento



MA-Agua azul
Tratamiento finalizado



MB-Agua roja
Tratamiento finalizado



MC-Agua café
Tratamiento finalizado

Figura 18. Prueba de fitotoxicidad en semillas de *Medicago sativa*: Agua residual con tratamiento de fotocatalítico heterogénea-consorcio bacteriano. Fuente: Elaboración propia.

7. Discusión.

7.1. Degradación de colorantes textiles con cepa *E. coli* M6A y consorcio bacteriano.

En la primera etapa de este ensayo se da a conocer que la cepa con mayor degradación cualitativa de las cepas aisladas es la cepa denominada *E. coli* M6A. Esta primera etapa tiene una importancia grande tomando en cuenta la selección, el aislamiento y la identificación de especies bacterianas con gran potencial para conseguir una degradación y/o desintoxicación exitosa y efectiva del colorante (Imran, *et al.*, 2016) en cualquier ensayo y al tener identificada la cepa se puede seguir un esquema de trabajo avanzando de menos a más en los mecanismos que utiliza esta cepa en el proceso de degradación. En el caso de los dos primeros ensayos se probó la degradación de tres colorantes de uso comercial (Azul marino 606, rojo escarlata 604 y verde ultramar 667) teniendo buenos resultados.

En cuanto a la concentración de sacarosa que se añadió esta resultó beneficiosa para la degradación de los colorantes textiles con una concentración de 3 gL⁻¹ como factor que influye en la degradación de los colorantes y aguas residuales textiles que se estudiaron, de esto coincide con Shah y Bera (2021) que añadieron diversas fuentes de carbono (glucosa, maltosa, fructosa, manosa, almidón, lactosa, sacarosa) en una concentración de 10 gL⁻¹ para saber su efecto en la degradación teniendo que las tres mejores degradaciones fueron aquellas donde se utilizó maltosa (98%), glucosa (78%) y sacarosa (71%), lo que indica que es importante de igual forma estudiar más a fondo si la capacidad de degradación de la cepa *E. coli* M6A puede ampliarse con más fuentes de carbono. Lalnunhlimi y Krishnaswamy (2016), tuvieron una observación similar pues enriquecieron el consorcio que estudiaban (*Bacillus flexus* NBN2, *Bacillus cereus* AGP-03, *Bacillus cytotoxicus* NVH 391-98 y *Bacillus sp* L10) con una concentración de 1% (20 mgL⁻¹) de sacarosa mostrando un efecto positivo en el crecimiento del consorcio y por

tanto en la decoloración del tinte Direct Blue 151 pues al término del proceso se obtuvo un 90.62% de degradación.

En cuanto a los colorantes se pudo comprobar que tanto la cepa *E. coli* M6A como el consorcio formado (*Escherichia coli* M6A, *Escherichia coli* M2N, *Pseudomonas putida* B03, *Enterobacter* sp. N9, *Serratia* sp. K120 y *Enterobacter* sp. K131) fueron capaces de degradar los colorantes probados, pero en porcentajes variables. Dentro de los colorantes utilizados ninguno fue identificado en cuanto a su estructura química, pero se puede deducir por medio de algunas longitudes de onda que el rojo escarlata 604 (508 nm) es similar en cuanto a estructura química al rojo reactivo 3 con una λ máx de 530 nm (Sah & Bera., 2021) mientras que el Azul ácido 113 (un colorante de tipo azo) tiene una λ máx de 560 nm (Senthilvelan, *et al.*, 2014) que a su vez muestra similitud en la λ máx con el azul marino 606 (553 nm).

Los resultados de la degradación del colorante azul marino 606 con la cepa *E. coli* M6A en el primer ensayo realizado nos indica que el mejor resultado es el tratamiento donde se añadió sacarosa en un lapso de 120 h con un 86.7357 \pm 0.34% (Tabla 12). Una de las ventajas que ofrece la cepa estudiada es que requiere de pocos nutrientes, en este caso solo sacarosa, mientras que otras cepas que logran degradar colorantes como el azul de metileno con en un 84 % como *Acinetobacter pittii* requiere para su cultivo el uso de agua peptonada y caldo nutritivo además de pH cercano a 7.5 y temperaturas de 38 °C (Ogunlaja, *et al.*, 2020), lo que implicaría más equipo para asegurar esas condiciones para obtener dichos resultados en un lapso de 24 h; en comparación con esta cepa en específico se puede anteponer el factor económico sobre el tiempo.

Cuando se realizó el segundo ensayo ahora con un consorcio bacteriano podemos observar que de igual forma el mejor tratamiento fue aquel donde se adicionó sacarosa con 89.0010 \pm 0.75% con una concentración inicial de 50 mgL⁻¹ (Tabla 17) y 83.5406 \pm 1.03% a partir de una concentración inicial de 100 mgL⁻¹ (Tabla 20) estos resultados son similares a los obtenidos por Cherif, *et al.* (2021) quien reportó que con un consorcio de variados microorganismos el colorante de

antraquinona Remazol Blue Brilliant R (RBBR) logró una decoloración del 82%. La degradación del colorante disminuye ligeramente cuando se aumenta la concentración inicial del colorante demostrando el comportamiento en la reacción de primer orden pues dependerá de la concentración de colorante la degradación misma, sin embargo, aun con esta leve diferencia el colorante azul marino 606 es el colorante que logró degradarse de manera más efectiva.

En cuanto al colorante textil comercial rojo escarlata 604 en el primer ensayo con la cepa *E. coli* M6A el mejor tratamiento fue obtenido cuando al tratamiento se agregó sacarosa con un $83.8634 \pm 0.24\%$ (Tabla 13) en este caso la degradación del colorante es visiblemente más pronunciada en las primeras 24 h del tratamiento, esto pudiendo suceder por la naturaleza de donde se recuperó la cepa *E. coli* M6A (Tabla 8) pues ya contaba con la adaptación en su metabolismo para tomar como sustrato contaminantes como lo son hidrocarburos. En literatura se han reportado varias cepas de bacterias con capacidad de degradar colorantes rojos como una cepa de *E. coli* que degradó el colorante rojo disperso 167 en un 51.16% con una concentración inicial de 150 mgL^{-1} (Bhatia, *et al.* 2022) y Patil, *et al.* (2016) reportó la cepa *Bacillus circulans* NPP1 que decoloró en un 75% el colorante rojo ácido cuando se optimizaron las condiciones de su cultivo, lo cual hace notar que la cepa *E. coli* M6A logró un porcentaje de degradación mayor y con menos requerimientos en su cultivo. El colorante rojo reactivo 120 con una concentración inicial de 25 mgL^{-1} fue degradado por la cepa *Acinetobacter junii* FA10 (Anwar, *et al.*, 2014) en un 90% lo que pone a la cepa *E. coli* M6A como una buena propuesta en la degradación de tintes textiles al tener buenos resultados con concentraciones altas.

En el estudio del colorante rojo escarlata donde se probaron dos concentraciones iniciales mostraron una discrepancia pues en el ensayo de 50 mgL^{-1} el mejor tratamiento fue aquel donde no se hizo uso de sacarosa con $82.5324 \pm 0.12\%$ (Tabla 18) y en el de 100 mgL^{-1} la sacarosa hizo más eficaz el proceso de degradación con $38.5045 \pm 0.87\%$ (Tabla 21), por su parte se ha reportado ya en literatura un consorcio bacteriano en la degradación de rojo reactivo 198 donde el

porcentaje de degradación es proporcional a la concentración inicial del colorante pues al aumentar dicha concentración el consorcio disminuyó su capacidad de degradación pues con una concentración de 25 mgL⁻¹ tuvo una degradación de 98%, con 50 mgL⁻¹ logró un 55.62% y con 100 mgL⁻¹ alcanzó un 15.42% de degradación (Eslami, *et al.*, 2019), esto mismo sucedió en el proceso realizado lo que sugiere que la degradación de colorantes rojos textiles sigue siendo un reto dentro de la investigación y abre la oportunidad de experimentar con distintos métodos o con métodos combinados así como a encontrar nuevos microorganismos con mayores tasas de degradación. En otros estudios se enfocan en la optimización del funcionamiento de consorcios en la degradación del rojo reactivo 3 con adición de concentraciones de fuentes de carbono, entre ellas la sacarosa, después de un lapso de 120 h se logran conseguir porcentajes de degradación de 71% (Shah y Bera, 2021). De igual forma se podría estudiar a fondo los mecanismos de degradación que sigue el consorcio para averiguar la razón del beneficio de la sacarosa solo en la concentración de 100 mgL⁻¹ de colorante inicial.

El colorante verde ultramar 667 obtuvo los mejores resultados con el tratamiento de la cepa *E. coli* M6A con sacarosa a partir de una concentración inicial de 100 mgL⁻¹ con un 56.7749±0.29% de degradación, en la literatura se han reportado diversas cepas para colorantes verdes, para el verde brillante se han reportados las cepas *Aeromonas hydrophila* (Abs37), *Citrobacter* sp. (Cbs50) y *Pseudomonas putida* (Pzr3) con resultados de decoloración de 95.6%, 92.9% y 89.1% (Zabłocka-Godlewska, *et al.*, 2020), respectivamente con concentración inicial mayor a la estudiada en este primer ensayo, con estos resultados como punto de comparación se observa que la cepa probada no fue tan eficaz aún con concentraciones menores a las reportadas, esto puede deberse a cierta tolerancia por parte del colorante a la cepa teniendo como resultado final que la cepa *E. coli* sea eficaz para otros colorantes pero no para el verde ultramar 667 en específico por su estructura química probablemente. Otro factor que se debe de tener en cuenta es que el verde brillante es un colorante de trifenilmetano lo que hace que sus estructuras químicas sean muy diferentes al colorante de antraquinona

utilizado en el estudio y por lo tanto la comparación tiene un límite en cuanto a la degradación.

Para la degradación del colorante verde ultramar 667 ahora con un consorcio bacteriano se muestra cierta similitud en el comportamiento de concentración del colorante respecto al tiempo a los otros dos colorantes pues mientras aumenta la concentración inicial del sustrato a degradar disminuye la degradación final, pero coincide que el tratamiento que denota mayor efectividad es aquel donde se utiliza el consorcio y sacarosa a la vez con $70.1191 \pm 0.66\%$ (Tabla 19) de degradación para el colorante a 50 mgL^{-1} como concentración inicial y $43.7413 \pm 0.03\%$ (Tabla 22) para la concentración inicial de 100 mgL^{-1} . Los resultados obtenidos, aunque son similares en porcentaje de degradación tienen una limitación en el tiempo de tratamiento en comparación con lo reportado por Das y Mishra (2017) donde se optimizaron las condiciones del tratamiento, como concentración de extracto de levadura, pH, temperatura, entre otras, del consorcio formado por *Zobellella taiwanensis* AT 1-3 y *Bacillus pumilus* HKG212 y se consiguió en 24 h un porcentaje de 97% en concentraciones de hasta 1500 mgL^{-1} en el colorante verde reactivo 19. Entre la degradación de la cepa *E. coli* M6A y el uso de consorcio bacteriano vemos como el consorcio mejoró la degradación por 20% aproximadamente cuando la concentración inicial fue de 50 mgL^{-1} .

En general, el uso de la cepa *E. coli* M6A y del consorcio bacteriano (*Escherichia coli* M6A, *Escherichia coli* M6A, *Pseudomonas putida* B03, *Enterobacter* sp. N9, *Serratia* sp. K120 y *Enterobacter* sp. K131) formado en la degradación de colorantes de tipo antraquinónico es más eficaz que algunos de los tratamientos clásicos para la degradación como la fitorremediación para el rojo básico con 58% de degradación (Yaseen, *et al.*, 2019).

Dentro de los resultados de cinética de biodegradación de ambos ensayos con los colorantes comerciales sometidos a un tratamiento de la cepa *E.coli* M6A y el consorcio 1 las reacciones de biodegradación coinciden en pertenecer al primer orden (Tabla 15, Tabla 23 y Tabla 24), lo que nos indica que la degradación es dependiente de la concentración del colorante, este tipo de comportamientos se

ha reportado para el colorante verde malaquita (Wanyonyi, *et al.*, 2017) y naranja reactivo 13 (Shah, *et al.*, 2012), por otra parte Cerboneschi *et al.* (2015) concluyó que la degradación de colorantes ácidos y básicos por una cepa *E. coli* que probó en dichos colorantes dependía de la concentración de colorante a degradar coincidiendo con el comportamiento observado en el presente trabajo en la degradación de los tres colorantes utilizados. En consorcios también se ha reportado que la cinética de biodegradación pertenece al primer orden en casos donde se degrada el colorante Remazol azul marino (RNB) por el consorcio MA12C (Das & Mishra, 2019).

En la prueba de fitotoxicidad se tomó como semilla a la especie *Medicago sativa*, esto por ser una especie de alto consumo en México, teniendo que en el primer ensayo la inhibición del crecimiento de raíces en los colorantes sin tratar es lo más notorio dentro de las respuestas biológicas, teniendo que el valor más bajo en este caso es del verde ultramar 667 con $19.7 \pm 0.2\%$ mientras que la CRR del mismo colorante ya tratado es de 48.7-54.1%, en el colorante azul marino 606 aumento un 52.2-63.2% y para el colorante rojo escarlata 604 aumenta de 49.9-58.3% lo que hace notar como el crecimiento de las raíces logran tener una elongación similar a cuando no hay colorantes en contacto con la semilla.

Para el segundo ensayo donde se buscó verificar que los metabolitos producidos por el consorcio formado no presentaran una toxicidad se puede observar que los colorantes sin tratamiento inhiben la germinación de las semillas cerca de un 50% (Tabla 25) y el porcentaje de las semillas germinadas con las muestras de colorante después de ser tratadas muestra siempre un aumento de 22.22% en la germinación relativa de semillas, se puede inferir que para las semillas resulta menos tóxico la muestra de colorante después de ser tratada. En cuanto a la longitud de las semillas hay una brecha más amplia en la variedad que se presenta, pero con los porcentajes bajos en los colorantes sin tratamiento como constante y un aumento en todas las muestras sometidas a los tratamientos realizados llegando a tener valores en los CRR mayores a 90% como en el caso del colorante azul marino 606 en su tratamiento con sacarosa (concentración

inicial de 50 mgL⁻¹) con un CRR de 92.17±0.3%, esto coincide con que este tratamiento fue uno de los que presentaron mejores resultados en la degradación, por lo que se puede asumir que la degradación llegó a la mineralización del colorante y por lo tanto pierde efecto en las semillas. Estos resultados son similares en cierto grado con la prueba de fitotoxicidad reportada por Banerjee *et al.* (2019) donde se probaron muestras del colorante Rojo Directo 21 después de ser tratadas con *Pseudomonas mendocina* en semillas de *Cicer arietinum* (garbanzo) donde el porcentaje de germinación también aumenta hasta 97.55%.

Así mismo la prueba de fitotoxicidad donde se muestra que el tratamiento biológico disminuyó la toxicidad de las muestras en la especie *Medicago sativa* coinciden con un estudio donde semillas de *Sorgo bicolor* y *Pennisetum americanum* tienen un 100% de germinación después de la degradación de rojo de metilo por *Bacillus circulans* NPP1 (Patil, *et al.*, 2016).

7.2. Degradación de agua residual textil con consorcio bacteriano.

En el tercer ensayo, al igual que en el segundo, se utilizó el consorcio bacteriano formado, pero en esta ocasión tres muestras de agua residual textil real fueron los sustratos a degradar. El uso de conjuntos de bacterias o microorganismos ha demostrado ser prometedora en cuanto a su eficacia, esto puede ser causado a que existe una interacción entre la molécula a degradar y las bacterias que conforman el consorcio en distintas posiciones simultáneamente por lo que se pueden formar distintos metabolitos secundarios, mayoritariamente de peso molecular bajo, además de existir una sinergia entre el metabolismo de los microorganismos involucrados (Kumar *et al.*, 2018).

En la muestra 1 (de color azul) el tratamiento con una degradación de 89.8337±0.02% como la mejor y pertenece al tratamiento con sacarosa añadida como fuente de carbono, para esta muestra de agua residual el porcentaje desde las primeras 24 h tuvo una diferencia del 40% que equivale al doble en

comparación al tratamiento sin sacarosa y aunque durante el proceso el consorcio solo logro porcentaje mayor entre las 24 h y las 120 h del tratamiento (Tabla 27) el tratamiento con sacarosa tuvo una mayor degradación en cada una de las mediciones. Biswas & Basak, (2021) reportaron la cepa *Bacillus rigiliprofundii* para evaluar la degradación del colorante azul brillante remazol R que obtuvo una degradación de hasta 80% en 264 h de tratamiento, denotando que el consorcio conformado y adicionado con sacarosa tiene resultados mayores en menor de la mitad del tiempo lo que supone una ventaja para el consorcio formado (Consortio1/C1). Una de las cosas más notoria es como la sacarosa incremento un 31.04% la degradación final en comparación con el consorcio solo, donde se puede deducir que la fuente de carbono ayudó al crecimiento de las bacterias que conforman el consorcio 1.

En la muestra 2 (color morado) el tratamiento con mayor degradación fue el tratamiento solo con el consorcio formado, aunque en ambos tratamientos se aprecian resultados de baja degradación con $18.9929 \pm 0.01\%$ para el mejor de estos (Tabla 28), esto probablemente a que las enzimas que contienen las cepas utilizadas no funcionan con la estructura molecular de los contaminantes o que exista otro componente en el agua residual que obstruya la degradación del agua como metales pesados. Los resultados difieren de lo que ha reportado Saratale, *et al.*, (2010), donde se degrada una mezcla de colorantes (para simular una agua residual textil) entre los que se encontraba en una concentración de 50 mgL^{-1} el violeta 5R con un consorcio (*Proteus vulgaris* NCIM-2027 y *Micrococcus glutamicus* NCIM-2168) que alcanzó un 96%; un estudio similar buscó la degradación específica del colorante violeta reactivo 5 con un nuevo consorcio bacteriano a partir de una concentración inicial de 1000 mgL^{-1} con condiciones optimizadas de agitación en una solución de medio de sal mineral (MSM) a un pH de 7,5 y una temperatura de $25 \text{ }^\circ\text{C}$ logrando un 99.29% de decoloración (Ayed, *et al.*, 2016); estos resultados distan mucho de lo alcanzó con el consorcio 1, por lo que se tendría que buscar métodos para caracterizar los componentes del agua residual y ver a cuál o a cuáles es sensible el consorcio formado.

En la degradación de la muestra 3 se tienen resultados altos y muy similares en ambos tratamientos, en este caso el mejor tratamiento fue el consorcio usado solo sin adición de sacarosa con $80.3842 \pm 0.02\%$, para la muestra café se observa que desde las primeras 24 h hay un gran porcentaje de degradación y este solo aumento en un 5.7019% hasta las 120 h para el tratamiento sin sacarosa y 4.4063% de las 24 h a las 120 h para el tratamiento de sacarosa, por lo que se puede deducir que las bacterias no tuvieron problema alguno en su crecimiento. En la literatura se ha encontrado el estudio de la degradación del café disperso $118 (50\text{mgL}^{-1})$ con *Brevibacillus laterosporus* donde se tuvo un 96% de degradación a las 48 h (Kurade, *et al.*, 2013), este resultado es más bajo que incluso la degradación lograda a las 24 h del consorcio 1, lo que demuestra como el consorcio puede tener degradaciones más eficaces que cepas de manera individual.

A nivel laboratorio también se han hecho estudios tratando de conseguir una composición cercana a la de agua residual real con una mezcla de colorantes, teniendo en cuenta que las aguas residuales reales contienen diferentes colorantes y otros contaminantes. Balapure, *et al.* (2019) probó el consorcio bacteriano mixto KND_PR con una mezcla de 29 colorantes textiles para ampliar la perspectiva de degradación del consorcio frente a una muestra de agua residual; los resultados obtenidos fueron de $\sim 80\%$ de decoloración específica de Reactive Red HE8B, Reactive Blue HERD, Reactive Violet 5R,S5 en 24 h, esto indica que el consorcio muestra potencial en la degradación de aguas residuales textiles al igual que el consorcio 1 presenta potencial de degradación en distintos colorantes y componentes en las muestras de agua residual textil.

Según la Tabla 30 que muestra los coeficientes de correlación de las reacciones de degradación de cada muestra y a su vez señala que son reacciones de primer orden, se puede inferir que son dependientes de la concentración del contaminante a degradar. El contaminante que se tomó como el principal degradado fue el colorante aparente de cada muestra que son: azul (M1), morado (M2) y café (M3); pues al final del tratamiento cada una de las muestras disminuyó

en gran medida la intensidad del colorante. El modelo cinético de primer orden también corresponde al de la bacteria *Bacillus rigiliprofundii* en la degradación azul brillante remazol R (Biswas & Basak, 2021). Para los casos en específico de agua residual o agua residual textil no se ha reportado en bibliografía el acoplamiento con algún modelo cinético.

7.3. Degradación de agua residual textil con tratamiento secuencial de fotocátalisis heterogénea y posterior uso de consorcio bacteriano.

La fotocátalisis heterogénea realizada mostró en general una mayor degradación con la concentración mayor de catalizador ($\text{TiO}_2 / \text{SiO}_2$) pues la muestra B y muestra C lograron una mejor degradación cuando el catalizador fue usado en una concentración de 0.1 gL^{-1} , siendo la muestra A la única que tuvo una degradación mayor con el catalizador en una concentración de 0.05 gL^{-1} , adicionalmente la muestra A de color azul fue la que obtuvo una mayor degradación final de las tres muestras lo que podría señalar que sus componentes fueron de menor complejidad ante el proceso de fotocátalisis y posterior consorcio bacteriano.

En la fotocátalisis heterogénea se realizó la prueba de oscuridad para poder notar cuanto del colorante y/o contaminantes del agua residual eran adsorbidos por el catalizador teniendo que la muestra A (Tabla 32), muestra B (Tabla 33) y muestra C (Tabla 34) tienen la misma área bajo la curva que la muestra inicial, los contaminantes no son adsorbidos en la estructura del catalizador ($\text{TiO}_2 / \text{SiO}_2$) en ninguna de las dos concentraciones que se pusieron a prueba.

En las tres muestras se puede notar que la más sensible en el proceso de fotocátalisis fue la muestra de color rojo o muestra B con una degradación de $70.2417 \pm 0.24\%$ (Tabla 33) al finalizar las 6 h de duración del proceso, mientras que la muestra con menor decoloración fue la muestra C o de color café con un $21.4414 \pm 0.01\%$ (Tabla 34) de degradación al terminar la fotocátalisis.

En el tratamiento microbiológico aplicado se puede observar que la muestra A logró porcentajes de degradación muy altos (Tabla 32), teniendo que el mejor resultado, es decir, el del consorcio con sacarosa consiguió un $95.4705 \pm 0.29\%$ de degradación, para esta muestra en particular ambos procesos del tratamiento secuencial tuvieron resultados similares por lo que se podría decir que fue muy bien aceptado por el consorcio bacteriano con sacarosa. La muestra B consiguió un resultado final de $86.6001 \pm 0.31\%$ de degradación y para esta agua residual podemos decir que la fotocatalisis tuvo un efecto más notorio como se puede apreciar en la Gráfica 14 como el área bajo la curva que disminuyó de manera abrupta al finalizar la fotocatalisis, en última instancia la muestra C el mejor resultado fue con el tratamiento con sacarosa con un $61.5880 \pm 0.32\%$ de degradación para la muestra de color café también se puede observar que el tratamiento microbiológico fue el más eficaz entre ambos procesos empleados aumentado casi el doble de degradación en el tratamiento con el consorcio bacteriano que el obtenido en la fotocatalisis.

Aunque los mayores porcentajes de degradación se muestran en el tratamiento microbiológico, la fotocatalisis tiene como principal objetivo transformar las moléculas complejas en simples que puedan ser metabolizadas por los microorganismos que se encuentran en sinergia en el consorcio bacteriano.

Se ha reportado la degradación del Azul reactivo 28 (RB28) por medio de un cultivo bacteriano mixto (*Stenotrophomonas acidaminiphila* APG1, *Cellulomonas* sp. APG4 y *Pseudomonas stutzeri* APG2, designado como "SCP") con adición de glicerol (0.1%) que consiguió en un lapso de 96 h una degradación del 92% (Nanjani, *et al.*, 2020), estos resultados son similares a los obtenidos en la muestra A, difiriendo solamente en el tiempo de tratamiento, en la muestra A el consorcio requirió de 72 h más el previo tratamiento de fotocatalisis.

En cuanto a la baja degradación de la muestra C de color café esto puede ser por el tiempo que toma uno o más miembros de la comunidad para crear las condiciones anóxicas requeridas para que las enzimas actúen sobre los colorantes (Nanjani, *et al.*, 2020).

Otras de las cosas que se deben de estudiar en profundidad es la interacción entre las diferentes cepas de bacterias que conforman el consorcio bacteriano. Nanjani, *et al.* (2020) utilizó un análisis simple y único llamado "BSocial" que muestra las interacciones entre los miembros del consorcio "SCP" para ver quién promueve mayor degradación de los contaminantes y así mejorar el consorcio.

Los parámetros de las tres muestras se encuentran enlistados en la Tabla 36 donde se muestran los valores de los parámetros antes de ser tratadas y al finalizar el tratamiento, se puede observar que en todos los parámetros hay una disminución drástica, esto indica un buen resultado de acuerdo con la literatura pues en el caso de la DQO su disminución es un indicador de mineralización (Shah & Bera, 2021). Nuestro consorcio disminuyó la DQO en un 87.13% para la MA, 86.39% para MB y 90% para MC, en un estudio Mishra & Maiti, (2018) desarrollan el consorcio bacteriano GG-BL (*Galactomyces geotrichum* MTCC 1360 y *Brevibacillus laterosporus* NCIM2298) para decolorar el HER amarillo dorado en condiciones secuenciales aeróbicas y microaerófilas optimizadas, encontrando que la actividad de las cepas redujo significativamente la DQO en un 84% en 24 h. Mientras que otros consorcios como el nombrado SPB-1 mostró una reducción mínima en la DQO del 23 % en un tratamiento de 24 h (Shah & Bera, 2021), por lo que se puede decir que los resultados son óptimos. También se puede notar como los parámetros relacionados con los sólidos contenidos en las muestras son mucho menores esto también sugiere que en caso de ser descargadas en un cuerpo de agua y/o en el alcantarillado público no habría afectación por la disminución de fotosíntesis en la flora y fauna acuática autóctona, además que al tener valores de pH más neutros al final del tratamiento (Tabla 36) no se alteraría el pH del cuerpo receptor.

En la prueba de fitotoxicidad con semillas de *Medicago sativa* se puede observar mediante los valores de la germinación relativa de semillas abreviado como GRS (Tabla 37) que el agua residual de las tres muestras sin tratamiento produce una gran inhibición sobre todo en el agua residual MB de color aparente roja con tan solo un 22.22±0.1% de germinación. En este caso el tratamiento secuencial ha

resultado muy efectivo pues después tratadas las muestras mejoraron a tener un 100% de GRS lo que destaca la eficacia de eliminación de los contaminantes dentro de las muestras que inhibían su comportamiento regular. En cuanto al crecimiento de radículas en las muestras se observa que al finalizar el tratamiento de degradación aumentan considerablemente la longitud en el caso de la MA aumenta un 48.66%, en MB aumenta un 63.576% y en MC aumenta un 82.15%, la muestra C de color café presenta la mejoría más notoria en la longitud de las radículas tal como se ve en la Figura 18. Se ha reportado por Balapure, *et al.*, (2019) la prueba de germinación de semillas de cultivos modelo como *Cicer arietinum* y *Oryza sativa* para probar la degradación del colorante Rojo RB1 mientras que la germinación de las semillas se ve obstruida en un 25% y 17%, respectivamente para *Cicer arietinum* y *Oryza sativa* después del tratamiento la germinación mejoró al 100% coincidiendo con los resultados obtenidos con el tratamiento secuencial.

En el estudio de Shah *et al.* (2016), se probaron semillas de *Vigna radiata* (frijol mungo) para ver el efecto de varios colorantes textiles como violeta brillante remazol 5R, rojo reactivo 195, azul reactivo 28, azul reactivo 5, rojo directo 81 donde sin tratamiento los colorantes inhibían la germinación y disminuían la longitud de la radícula, pero al ser expuestas las semillas a los productos biotransformados obtenidos después de los tratamientos con el consorcio VIE6 se produjeron raíces de una longitud mucho mayor y porcentajes de germinación de hasta 60% más altos. Tomando en cuenta como se modifican los valores de GRS y CRR, se puede decir que las muestras de agua residual MA, MB y MC tienen una fuerte influencia en las características fisiológicas de las plantas cultivadas (*Medicago sativa*) esto sugiere que la(s) molécula(s) de colorante(s) y/contaminante(s) intacta tiene un impacto directo en la salud de las plantas en términos de inhibición de la germinación y afecta la elongación de las raíces. (Balapure, *et al.*, 2019).

8. Conclusión.

Como conclusión la cepa *E. coli* M6A fue aislada e identificada como cepa con capacidad degradadora de colorantes residuales textiles de antraquinona (azul marino 606, rojo escarlata 604, verde ultramar 667) así como diversas muestras de aguas residuales textiles. Esta cepa podría servir como recurso biológico potencial para futuras estrategias en la biorremediación de aguas residuales textiles contaminadas con colorantes y otros componentes propios de estos residuos como metales pesados.

La sacarosa en una concentración de 3 gL^{-1} favorece el tratamiento biológico en la degradación de colorantes textiles comerciales probados y en las aguas residuales textiles reales con las que se probó el consorcio bacteriano y el tratamiento secuencial.

En la degradación de los tres colorantes elegidos (azul marino 606, rojo escarlata 604 y verde ultramar) se cuantificó la degradación, aquellos tratamientos que además del uso de la cepa *E. coli* M6A se agregó la concentración de sacarosa consiguieron mejores resultados con un $86.7357 \pm 0.34\%$ para el azul marino 606, un $83.8634 \pm 0.24\%$ para el rojo escarlata 604 y $56.7749 \pm 0.29\%$ para el verde ultramar. En la degradación de los mismos colorantes, pero ahora utilizando el consorcio formado en este trabajo, donde se incluye la cepa *E. coli* M6A, se tiene que al pasar de una concentración inicial de 50 mgL^{-1} a 100 mgL^{-1} la degradación de los tres colorantes disminuye, por lo que la degradación depende de la concentración inicial de colorante; el colorante con mayor degradación fue el azul marino 606 con un $89.0010 \pm 0.75\%$ a 50 mgL^{-1} y $83.5406 \pm 1.03\%$ de 100 mgL^{-1} .

Se evaluó la degradación de aguas residuales con el consorcio bacteriano, donde la muestra con mejor degradación fue la muestra 1 de color azul con $89.8337 \pm 0.02\%$, seguido de la muestra 3 de color café con $80.3842 \pm 0.02\%$ y por último la muestra 2 de color morado con $18.9929 \pm 0.01\%$.

Finalmente, se evaluó y analizó la degradación de aguas residuales por un tratamiento en secuencia. El catalizador $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$, promueve el proceso fotocatalítico en concentraciones entre 0.05 y 0.1 mgL^{-1} y logra porcentajes de degradación entre 60 y 95% . Se presentan ordenes de reacción de segundo grado, lo que sugiere que la degradación depende de la concentración de los diferentes componentes de las muestras de agua.

Las pruebas de fitotoxicidad realizadas indican que las muestras después de ser tratadas disminuyen la toxicidad de los colorantes o de las aguas residuales, denotando que en los tres primeros ensayos lo que mejoraba más fue el crecimiento de las radículas, por su parte el cuarto ensayo muestra una mejoría tanto en la germinación de las semillas, llegando a 100% en las tres muestras (MA, MB y MC), como en el crecimiento de la radícula, por lo que los tratamientos con la cepa *E. coli* M6A así como con el consorcio bacteriano y el tratamiento secuencial de fotocátalisis heterogénea-microbiológico lograron la mineralización de los colorantes que inhibían en un inicio las semillas de *Medicago sativa*.

9. Recomendaciones

Se tiene conocimiento que la eliminación de colorantes por un tratamiento biológico sucede a través de 3 mecanismos principales: bioadsorción, bioacumulación y biodegradación (Ruscasso, *et al.*, 2022); ya que en el presente trabajo no se profundizó en los mecanismos de degradación de las cepas aisladas *E. coli* M6A y *E. coli* M2N, así como el consorcio formado (Consortio 1/ C1) la investigación a seguir es caracterizar el mecanismo empleado por estas dos cepas y consorcio. De igual forma es importante conocer las interacciones que tienen las diversas cepas bacterianas que conforman el consorcio.

10. Anexos

Sistemas de biorremediación de colorantes textiles: una perspectiva

Bioremediation systems for textile dyes: a perspective

Gabriela Allende Valera¹, Ana María Pancho Márquez¹, Berenice Sánchez Cerón¹, Galilea López Candelaria¹, Omar Vásquez Jiménez¹, Rafael Rodríguez¹, Fátima Esmeralda Almanza Orea¹, José Carlos Mendoza Hernández^{1*}, Gabriela Pérez Osorio¹.

¹Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Ingeniería Ambiental, 14 sur y Av. San Claudio.

*josecarlos.mendozahdez@gmail.com

RESUMEN. La contaminación de los recursos hídricos por compuestos xenobióticos orgánicos e inorgánicos emitidos por la industria textil representan un problema global, particularmente los colorantes textiles comprometen significativamente la calidad estética, química y biológica de los cuerpos de agua. Las tecnologías de remediación tradicionales que incluyen procesos físicos y químicos tienen varios inconvenientes como el alto costo y generación secundaria de residuos, por lo tanto, se ha optado por implementar métodos biológicos más rentables en la que bacterias, plantas, algas, hongos y mediante técnicas biotecnológicas, se puede lograr el restablecimiento del ecosistema dañado y la generación de organismos más degradantes y resistentes. Esta revisión examina estrategias de biorremediación de colorantes textiles mediante el uso de organismos y sus consorcios en la degradación del contaminante, así como estudios de caso donde fueron implementados los sistemas de biorremediación abordados.

ABSTRACT. Contamination of water resources by organic and inorganic xenobiotic compounds from the textile industry is a global concern, particularly textile dyes significantly compromise the aesthetic, chemical and biological quality of water bodies. Traditional remediation technologies including physical, and chemical have several drawbacks such as high cost and secondary waste generation, therefore, it has been chosen to implement more cost-effective biological methods in which bacteria, plants, algae, fungi and through biotechnological techniques, the restoration of the damage ecosystem and the generation of more degrading and more resistant organisms can be achieved. This review examines textile dye bioremediation strategies using organisms and their consortium in degradation of this pollutant, as well as case studies where the bioremediation systems addressed were implemented.

Palabras clave: Biorremediación, colorantes textiles, sistemas aeróbicos y anaeróbicos.

Keywords: Bioremediation, textile dyes, aerobic and anaerobic systems.

Biodegradación De Colorantes Textiles Por Escherichia Coli

Berenice Sánchez Cerón

Biotecnología
Benemérita Universidad Autónoma de Puebla
Puebla, México
berenice.sanchezceron@viep.com.mx

Gabriela Allende Valera

Biotecnología
Benemérita Universidad Autónoma de Puebla
Puebla, México
gabriela.allende@alumno.buap.mx

José Carlos Mendoza Hernández

Ingeniería Ambiental
Benemérita Universidad Autónoma de Puebla
Puebla, México
iosecarlos.mendozaahdez@gmail.com
autor de correspondencia

Gabriela Pérez Osorio

Ingeniería Ambiental
Benemérita Universidad Autónoma de Puebla
Puebla, México
gabriela.perez@correo.buap.mx

Abstract— La industria textil es una de las industrias manufactureras con mayor impacto ambiental debido a la contaminación del agua generada por el uso indiscriminado de colorantes textiles. Se han empleado distintos tratamientos para la eliminación de colorantes, entre los cuales, el uso de organismos bacterianos es una de las opciones más viables por los costos y simplicidad de su aplicación. En este estudio se evaluó la efectividad de dos cepas de *Escherichia Coli* (M2N y M6A) aisladas de sitios contaminados con hidrocarburos, para biodegradar tres colorantes textiles comerciales en una concentración de 100 mgL⁻¹: azul marino 606, rojo escarlata 60 y verde ultramar 667 con una biodegradación del 90%, 88% y 67%, respectivamente. La prueba de toxicidad con semillas de *Medicago sativa* determinó que no hay una toxicidad por parte del residuo y por consiguiente este mismo se puede usar para riego.

Keywords—component; *Biodegradación, colorantes textiles, Escherichia Coli, industria textil, tratamientos, toxicidad.*

I. INTRODUCCIÓN

La industria textil es considerada como una de las industrias manufactureras de mayor importancia a nivel mundial y juega un papel significativo en la generación de empleos y el desarrollo de la economía [1,2]. La cadena de producción de textiles está conformada por diferentes procesos, mismos que requieren de una gran cantidad de agua y diversos compuestos químicos, como lo son productos orgánicos, inorgánicos, elementales y poliméricos [3], lo cual hace que esta industria sea un de las más contaminantes, teniendo serias repercusiones en uno de los recursos vitales del ser humano, el agua [1,2]. Dentro de la manufactura textil, el proceso de teñido es uno de los más importantes, sobre todo en países en desarrollo, donde la descarga descontrolada por

parte de las empresas afecta en gran medida el ecosistema [4].

Los efluentes de la industria textil pueden tener efectos tóxicos aditivos o sinérgicos en la vida humana, animal y marina [5], y se ha demostrado que algunos de los colorantes y solventes utilizados en la industria tienen propiedades mutagénicas y cancerígenas [6, 7,8]. Hablando específicamente de los colorantes hay que tener en cuenta que de acuerdo con la estructura química pueden contener elementos más tóxicos para el medio ambiente, por ejemplo, más del 40% de los colorantes usados en la industria contienen cloro, que es un carcinógeno conocido además de algunos metales pesados, como el Cr, Pb, Hg, As y Cd, que no son biodegradables e incluso pueden causar mutaciones en el ADN [4, 5]. De igual forma, la coloración que provocan los colorantes en el agua perjudica la penetración, a través de la superficie, de la luz requerida por los productores primarios para la fotosíntesis, el crecimiento de plantas y de la biota acuática [8, 9,10]. Gita et al [11] reportan que al introducir agua residual textil en cuerpos de agua, se reduce la penetración de la luz solar, conduciendo a una disminución de la actividad fotosintética de las plantas, lo que a su vez reduce el contenido de oxígeno disuelto en el agua, afectando seriamente, la calidad del agua y reduciendo su ocupación en actividades básicas del ser humano.

Otro de los problemas del agua residual de la industria textil es que contiene numerosos contaminantes no detectados debido a las técnicas de detección específicas utilizadas para caracterizarlos químicamente [6] por lo que es de gran importancia realizar estudios sobre la toxicidad de estas.

Actualmente los tratamientos más empleados para remover los colorantes de las aguas residuales textiles, en la industria son la precipitación química y lodos activados [12], pero debido que aún con estos tratamientos aplicados las aguas residuales no cumplen con las normativas para su liberación por lo que surgen tratamientos más innovadores, como la

BIODEGRADACIÓN DE COLORANTES TEXTILES COMERCIALES MEDIANTE CONSORCIOS MICROBIANOS

BIODEGRADATION OF COMMERCIAL TEXTILE DYES THROUGH MICROBIAL CONSORTIA

**Gabriela Allende-Valera², Berenice Sánchez-Cerón², José C. Mendoza-Hernández^{1*},
Gabriela Pérez-Osorio¹**

Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, (1) Facultad de Ingeniería Ambiental, (2) Facultad de Ciencias Biológicas,
18 sur y Av. San Claudio, Puebla, Pue. México

*autor de correspondencia: josecarlos.mendoza@correo.buap.mx

Recibido: 31/08/2022 - Evaluado: 10/09/2022 - Aceptado: 29/09/2022

RESUMEN

El tratamiento de aguas residuales textiles cada vez tiene más importancia, pues estas causan problemas ambientales y a la salud, es imperativo buscar métodos de tratamiento entre los que encontramos los biológicos que ofrecen una variedad de ventajas en su utilización, por su bajo costo y la biotransformación. En este estudio se evaluaron dos consorcios bacterianos en la biodegradación de tres colorantes azul marino 606, rojo escarlata 604 y verde ultramar 667 a concentraciones de 50 y 100 mgL⁻¹ con y sin sacarosa. La biodegradación de los colorantes se midió mediante espectrofotometría de UV/vis y los mejores resultados correspondieron al colorante azul marino 606 con un 89% de degradación a una concentración inicial de 50 mgL⁻¹ y 83.89% a una concentración inicial de 100 mgL⁻¹. El estudio de toxicidad por germinación en *Medicago sativa* confirma que no hay toxicidad en los efluentes tratados en comparación con el colorante original.

ABSTRACT

The treatment of textile wastewater is becoming more important since these cause environmental and health problems, it is imperative to search for treatment methods, among which we find biological ones that offer a variety of advantages in their use, due to their low cost and biotransformation. In this study, two bacterial consortia were evaluated in the biodegradation of three dyes navy blue 606, scarlet red 604, and ultramarine green 667 at concentrations of 50 and 100 mgL⁻¹ with and without sucrose. The biodegradation of the dyes was measured by UV/vis spectrophotometry and the best results corresponded to the marine blue dye 606 with 89% degradation at an initial concentration of 50 mgL⁻¹ and 83.89% at an initial concentration of 100 mgL⁻¹. The germination toxicity study in *Medicago sativa* confirms that there is no toxicity in the treated effluents compared to the original dye.

Palabras clave: colorantes antraquinónicos, consorcios, toxicidad, *Medicago sativa*
Keywords: anthraquinone dyes, consortia, toxicity, *Medicago sativa*



El Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente del Instituto Tecnológico de Sonora, a través de sus Programas Educativos de Ingeniero en Ciencias Ambientales e Ingeniero Químico, en conjunto con los Cuerpos Académicos de Ciencias del Agua, Biotecnología para el Tratamiento y Aprovechamiento de Residuos y Tratamiento de Aguas y Tecnologías Alternas



OTORGA LA PRESENTE CONSTANCIA

A:

José Carlos Mendoza Hernández, Berenice Sánchez Cerón,
Gabriela Allende Valera y Gabriela Pérez Osorio

Por su valiosa participación con el tema:

"Biorremediación de aguas residuales textiles mediante consorcios microbianos"

en el VI Congreso Nacional y I Congreso Internacional de Tecnología y Ciencias Ambientales

Llevado a cabo en modalidad híbrida (remoto-presencial) del 17 al 21 de octubre del 2022, en Cd. Obregón, Sonora

FOLIO CNITCA-P22-021

Mtro. David Heberto Encinas Yepis
Coordinador General del Congreso

Dr. Enrico Arturo Vépez González
Responsable del Comité Científico

Capítulo XVII. Tratamiento de aguas residuales provenientes de una empresa textil mediante sistemas biológicos

Berenice Sánchez Cerón¹; Gabriela Allende Valera¹; José Carlos Mendoza Hernández^{2*}; Gabriela Pérez Osorio²

¹Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Facultad de Ciencias Biológicas, 18 sur y Av. San Claudio Puebla, México. ²Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Facultad de Ingeniería Ambiental, 18 sur y Av. San Claudio Puebla, México.

*Autor de correspondencia: josecarlos.mendoza@correo.buap.mx

Resumen

En el presente estudio se analizó la capacidad de biodegradación de dos consorcios (C1: Escherichia coli M6A, Pseudomonas putida B03, Enterobacter sp. N9, Serratia sp. K120 y Enterobacter sp. K131 y C2: Escherichia coli M2N, Pseudomonas putida B44, Enterobacter sp. N16, Salmonella sp. MC188 y Enterobacter sp. K131) para la biorremediación de tres muestras de aguas residuales textiles diferentes del efluente de una empresa textil del estado de Puebla, mediante espectrofotometría UV/vis durante 5 días. Después de 120 h de tratamiento se obtuvieron porcentajes de degradación de hasta 80.384% para el agua residual de coloración café, 59.930141% para el agua residual de coloración azul y 89.8337104% para el agua residual de coloración morado. De igual forma, se realizó el modelo cinético de la reacción de degradación, obteniendo que todos los tratamientos la degradación es dependiente de la concentración del contaminante, es decir, pertenece al primer orden. De acuerdo con los resultados obtenidos los consorcios C1 y C2 son una buena alternativa biotecnológica para la biorremediación de aguas residuales textiles.

Palabras clave: Agua residual textil, consorcios, contaminantes, degradación

Treatment of wastewater from a textile company using biological systems

Abstract

In the present study, the biodegradation capacity of two consortia was analyzed (C1: Escherichia coli M6A, Pseudomonas putida B03, Enterobacter sp. N9, Serratia sp. K120 and Enterobacter sp. K131 and C2: Escherichia coli M2N, Pseudomonas putida B44, Enterobacter sp. N16, Salmonella sp. MC188 and Enterobacter sp. K131) for the bioremediation of three different textile wastewater samples from the effluent of a textile company in the state of Puebla, using UV/vis spectrophotometry for 5 days. After 120 h of treatment, degradation percentages of up to 80.384% were obtained for the brown colored residual water, 59.930141% for the blue colored residual water and 89.8337104% for the purple colored residual water. In the same way, the kinetic model of the degradation reaction was carried out, obtaining that all the treatments the degradation is dependent on the concentration of the contaminant, that is, it belongs to the first order. According to the results obtained, consortiums C1 and C2 are a good biotechnological alternative for the bioremediation of textile wastewater.

Keywords: Textile residual water, consortia, pollutants, degradation

11. Bibliografía.

- Al-Mamun, M. R., Kader, S., Islam, M. S., & Khan, M. Z. H. (2019). Photocatalytic Activity Improvement and Application of UV-TiO₂ Photocatalysis in Textile Wastewater Treatment: A Review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. doi:10.1016/j.jece.2019.103248
- Antonopoulou, M., Kosma, C., Albanis, T., Konstantinou, I. (2021). An overview of homogeneous and heterogeneous photocatalysis applications for the removal of pharmaceutical compounds from real or synthetic hospital wastewaters under lab or pilot scale. *Science of The Total Environment*. 765. 144163–. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.144163
- Anwar, F., Hussain, S., Ramzan, S. et al. (2014). Characterization of Reactive Red-120 Decolorizing Bacterial Strain *Acinetobacter junii* FA10 Capable of Simultaneous Removal of Azo Dyes and Hexavalent Chromium. *Water Air Soil Pollut* 225, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2017-7>
- Ayed L, Bekir K, Achour S, Cheref A, Bakhrouf A (2016) Exploring bioaugmentation strategies for azo dye CI reactive violet 5 decolourization using bacterial mixture: dye response surface methodology. *Water and Environment Journal*. 1747-6585 <https://doi.org/10.1111/wej.12216>
- Balapure, K., Aghera, P., Bhatt, N. et al. (2019) Community Synergism: Degradation of Triazine Dye Reactive Black 1 by Mixed Bacterial Cultures KND_PR under Microaerophilic and Aerobic Conditions. *Environ. Process.* 6, 713–739. <https://doi.org/10.1007/s40710-019-00378-7>
- Banerjee P, Das P, Mukhopadhyay A.(2019) Azo Dye-Rich Wastewater Treatment by Combined Biodegradation–Adsorption Approach: Optimization, Modeling and Toxicity Analysis BT- Waste Water Recycling and Management. In: Ghosh SK, editor. Singapore: Springer Singapore. p. 169–81.
- Berradi M, Hsissou R, Khudhair M, Assouag M, Cherkaoui O, El Bachiri A, El Harfi A. (2019). Textile finishing dyes and their impact on aquatic

environs. *Heliyon*. 5(11):e02711. doi:10.1016/j.heliyon.2019.e02711. PMID: 31840123; PMCID: PMC6893069.

- Bhatia, D., Kanwar, R.S., Singh, J. et al. (2022). Degradation and decolorization of Disperse red 167 dye with an in-situ isolated azo-reductase enzyme producing bacterium *Paenochrobactrum glaciei*. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04163-2>
- Burguete-Garcia, M. A., Romero y Cejudo, E. D. & Acle-Mena, R. (2019). La administración estratégica en la calidad de la industria del vestido de Puebla, México. *Revista Escuela de Administración de Negocios*. (87). 117-137. DOI: <https://doi.org/10.21158/01208160>.
- Carboneschi, M., Corsi, M., Bianchini, R., Bonnani, M. & Tegli, S. (2015). Decolorization of acid and basic dyes: understanding the metabolic degradation and cell-induced adsorption/precipitation by *Escherichia coli*. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 99, 8235–8245. <https://doi.org/10.1007/s00253-015-6648-4>
- Ceretta, M. B., Vieira, Y., Wolski, E. A., Foletto, E. L., & Silvestri, S. (2020). Biological degradation coupled to photocatalysis by ZnO/polypyrrole composite for the treatment of real textile wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 35, 101230. doi:10.1016/j.jwpe.2020.101230
- Cherif, S., Rezzaz-Yazid, H., Sadaoui, Z. y Trari, M. (2021) Biodegradation of Remazol Blue Brilliant R Dye Using Date Pedicels as a Biostimulant. *J. Water Chem. Technol.* 43: 164–172. <https://doi.org/10.3103/S1063455X2102003X>
- Choudri, B.S., Charabi, Y., Baawain, M., Ahmed, M. (2017). Textiles. *Water Environ Res.* 89 (10). 1424-1440. doi: 10.2175/106143017X15023776270502. PMID: 28954669.
- Cui, M., Li, Y., Sun, Y., Wang, H., Li, M., Li, L., & Xu, W. (2021). Study on Adsorption Performance of MgO/Calcium Alginate Composite for Congo Red in Wastewater. *Journal of Polymers and the Environment*. 29. 3977–3987. <https://doi.org/10.1007/s10924-021-02170-x>

- Darwesh, O. M., Matter, I. A., & Eida, M. F. (2019). Development of peroxidase enzyme immobilized magnetic nanoparticles for bioremediation of textile wastewater dye. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7, 102805.
- Das, A. & Mishra, S. (2017). Removal of textile dye reactive green-19 using bacterial consortium: Process optimization using response surface methodology and kinetics study. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5 (1), 612–627. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.10.005>
- Das, A. & Mishra, S. (2019). Complete biodegradation of azo dye in an integrated microbial fuel cell-aerobic system using novel bacterial consortium. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 16, 1069–1078. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-1703-1>
- Deng, D., Aryal, N., Ofori-Boadu, A. & Jha, M.K. (2018). Textiles Wastewater Treatment. *Water Environ Res.* 90 (10). 1648-1662. <https://doi.org/10.2175/106143018X15289915807353>. PMID: 30126497.
- Deng, D., Lamssali, M., Aryal, N., Ofori-Boadu, A., Jha, M.K. & Samuel, R.E. (2020). Textiles wastewater treatment technology: A review. *Water Environ Res.* 92(10). 1805-1810. <https://doi.org/10.1002/wer.1437>
- Dos Santos, A. J., Batista, L. M. B., Martínez-Huitle, C. A., Alves, A. P. de M., & Garcia-Segura, S. (2019). Niobium Oxide Catalysts as Emerging Material for Textile Wastewater Reuse: Photocatalytic Decolorization of Azo Dyes. *Catalysts*, 9(12), 1070. doi:10.3390/catal9121070
- Eslami, H., Shariatifar, A., Rafiee, E. et al. (2019) Decolorization and biodegradation of reactive Red 198 Azo dye by a new *Enterococcus faecalis*–*Klebsiella variicola* bacterial consortium isolated from textile wastewater sludge. *World J Microbiol Biotechnol.* 35(38). <https://doi.org/10.1007/s11274-019-2608-y>
- Gomaa, O.M., Kareem, H.A.E. & Fatahy, R. (2012). Assessment of the efficacy of *Aspergillus* sp. EL-2 in textile waste water treatment. *Biodegradation* 23, 243–251 (2012). <https://doi-org.proxydgb.buap.mx/10.1007/s10532-011-9503-z>

- Goud, B. S., Cha, H. L., Koyyada, G., & Kim, J. H. (2020). Augmented Biodegradation of Textile Azo Dye Effluents by Plant Endophytes: A Sustainable, Eco-Friendly Alternative. *Current Microbiology*, 77(11), 3240–3255. <https://doi.org/10.1007/s00284-020-02202-0>
- Greenpeace. (2012). Organic chemical and heavy metal contaminants in wastewater discharged from three textile manufacturing and washing facilities in Mexico. Greenpeace Research Laboratories Technical Report. Disponible en <https://www.greenpeace.org/static/planet4-thailand-stateless/2019/09/09b83cde-technicalreport-08-2012.pdf>
- Gul, A., Muhammad, S., Nawaz, S., Munir, S., Rehman, K. U., Ahmad, S. & Humphrey, O. S. (2022). Ficus religiosa bark an efficient adsorbent for Alizarin Red S dye: Equilibrium and kinetic analysis. *Journal of the Iranian Chemical Society*. 19, 1737–1746. <https://doi.org/10.1007/s13738-021-02413-7>
- Guo, G., Tian, F., Zhao, Y., Tang, M., Liu, W., Liu, C., ... Wang, S. (2019). Aerobic decolorization and detoxification of Acid Scarlet GR by a newly isolated salt-tolerant yeast strain *Galactomyces geotrichum* GG. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 145, 104818. doi:10.1016/j.ibiod.2019.104818
- Hoseini, M., Sazgarnia, A., & Sharifi, S. (2019). Cell culture medium and nano-confined water on nonlinear optical properties of Congo Red. *Optical and Quantum Electronics*, 51(144). <https://doi.org/10.1007/s11082-019-1865-1>
- Hossen MZ, Hussain ME, Hakim A, Islam K, Uddin MN, Azad AK. (2019). Biodegradation of reactive textile dye Novacron Super Black G by free cells of newly isolated *Alcaligenes faecalis* AZ26 and *Bacillus* spp obtained from textile effluents. *Heliyon*. 5(7):e02068. doi: 10.1016/j.heliyon.2019.e02068. PMID: 31338473. PMCID: PMC6626096.
- Imran M, Arshad M, Negm F, Khalid A, Shaharoon B, Hussain S, Nadeem SM, Crowley DE (2016) Yeast extract promotes decolorization of azo dyes

by stimulating azoreductase activity in *Shewanella* sp. strain IFN4. *Ecotoxicol Environ Saf* 124:42–49.

- Imran, M., Crowley, D. E., Khalid, A., Hussain, S., Mumtaz, M. W., & Arshad, M. (2015). Microbial biotechnology for decolorization of textile wastewaters. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 14(1), 73–92. doi:10.1007/s11157-014-9344-4
- Jilani, W., Bouzidi, A., Yahia, I.S., Guermazi, H., Zahran, H. Y. & Saker, G. (2018). Effect of organic dyes on structural properties, linear optics and impedance spectroscopy of methyl orange (C.I. acid orange 52) doped polyvinyl alcohol composite thin films. *Journal of Materials Science: Materials in Electronics*. 29, 16446–16453. <https://doi.org/10.1007/s10854-018-9736-2>
- Kasavan, S., Yusoff, S., Guan, N.C., Zaman, N.S. & Fakri, M. F. (2021). Global trends of textile waste research from 2005 to 2020 using bibliometric analysis. *Environ Sci Pollut Res*. 28. 44780–44794. <https://doi.org.proxydgb.buap.mx/10.1007/s11356-021-15303-5>
- Kemacheevakul, P., Chuangchote, S. (2021). Photocatalytic Remediation of Organic Pollutants in Water. In: Inamuddin, Ahamed, M.I., Lichtfouse, E. (eds) *Water Pollution and Remediation: Photocatalysis. Environmental Chemistry for a Sustainable World*. 57. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-54723-3_1
- Kumar, M. A., Baskaralingam, P., Aathika, A. R. S., & Sivanesan, S. (2018). Role of Bacterial Consortia in Bioremediation of Textile Recalcitrant Compounds BT - Waste Bioremediation (S. J. Varjani, E. Gnansounou, B. Gurunathan, D. Pant, & Z. A. Zakaria (eds.); pp. 165–183). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7413-4_8
- Kurade, M.B., Waghmode, T.R., Kabra, A.N. & Govindwar, S.P. (2013). Degradation of a xenobiotic textile dye, Disperse Brown 118, by *Brevibacillus laterosporus*. *Biotechnol Lett* 35, 1593–1598. <https://doi.org/10.1007/s10529-013-1253-z>

- Lalnunhlimi, S. & Krishnaswamy, V. (2016). Decolorization of azo dyes (Direct Blue 151 and Direct Red 31) by moderately alkaliphilic bacterial consortium. *Brazilian Journal of Microbiology*, 47 (1), 39–46. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bjm.2015.11.013>
- Li, S., Huang, J., Mao, J., Zhang, L., He, C., Chen, G., ... Lai, Y. (2019). In-vivo and in-vitro efficient textile wastewater remediation by *Aspergillus niger* biosorbents. *Nanoscale Advances*. doi:10.1039/c8na00132d
- Liu, B., Wu, J., Cheng, C., Tang, J., Saleem Khan, M. F., & Shen, J. (2018). Identification of textile wastewater in water bodies by fluorescence excitation emission matrix-parallel factor analysis and high-performance size exclusion chromatography. *Chemosphere*. doi:10.1016/j.chemosphere.2018.10
- Loera-Serna, S., Flores, J., Navarrete-López, A. M., Díaz de Leon, J. N., & Beltran, H. I. (2019). Composites of anthraquinone dyes@HKUST-1 with tunable microstructuring: experimental and theoretical interaction studies. *Chemistry - A European Journal*. <https://doi.org/10.1002/chem.201805548>
- Luján-Ornelas, C., Güereca, L.P., Franco-García, L. & Heldeweg, M. (2019). Hacia una industria textil sustentable. En 4 ° Congreso de Ingeniería, Ciencia y Gestión Ambiental AMICA - 5th International Conference of Greening of Industry Network. UNAM, Instituto de Ingeniería. 400-405 <https://research.utwente.nl/en/publications/towards-a-sustainable-textile-industry>
- MacFaddin, J.F. (2000) Pruebas bioquímicas para la identificación de bacterias de importancia clínica. EDITORIAL MEDICA PANAMERICANA.
- Mishra S, Nayak JK, Maiti A. (2020) Bacteria-mediated bio-degradation of reactive azo dyes coupled with bio-energy generation from model wastewater. *Clean Technol Environ Policy* (3):651–67. <https://doi.org/10.1007/s10098-020-01809-y>
- Mishra, S., Maiti, A. (2018). The efficacy of bacterial species to decolourise reactive azo, anthroquinone and triphenylmethane dyes from wastewater: a review. *Environ Sci Pollut Res* 25, 8286–8314 <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1273-2>

- Mohan S., Oke N. (2020) Waste Management in Textile Industry—A Novel Application of Carbon Footprint Analysis. In: Reddy K.R., Agnihotri A.K., Yukselen-Aksoy Y., Dubey B.K., Bansal A. (eds) Sustainable Environmental Geotechnics. Lecture Notes in Civil Engineering, vol 89. Springer, Cham. https://doi-org.proxydgb.buap.mx/10.1007/978-3-030-51350-4_14
- N.J., L., Gogate, P. R., & Pandit, A. B. (2021). Treatment of acid violet 7 dye containing effluent using the hybrid approach based on hydrodynamic cavitation. *Process Safety and Environmental Protection*, 153, 178–191. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.07.023>
- National Center for Biotechnology Information (2022). PubChem Compound Summary for CID 18516, Disperse Red 13. Retrieved April 29, 2022 from <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Disperse-Red-13>.
- Ogunlaja, A., Nwankwo, I. N., Omaliko, M. E., & Olukanni, O. D. (2020). Biodegradation of Methylene Blue as an Evidence of Synthetic Dyes Mineralization during Textile Effluent Biotreatment by *Acinetobacter pittii*. *Environmental Processes*. 7(3):931–47. doi:10.1007/s40710-020-00443-6
- Oyebamiji, O. O., Boeing, W. J., Holguin, F. O., Ilori, O., & Amund, O. (2019). Green microalgae cultured in textile wastewater for biomass generation and biodetoxification of heavy metals and chromogenic substances. *Bioresource Technology Reports*, 100247. doi:10.1016/j.biteb.2019.100247
- Palmisano L. (2016) Photocatalyst. En: Drioli E., Giomo L. (eds) *Encyclopedia of Membranes*. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-44324-8_461
- Parthiban M., Devanand G. (2021) Photo-Catalytic-Assisted Method for Treating Industrial Dye House Effluents. En: Muthu S.S. (eds) *Advances in Textile Waste Water Treatments. Sustainable Textiles: Production, Processing, Manufacturing & Chemistry*. Springer, Singapore. https://doi-org.proxydgb.buap.mx/10.1007/978-981-16-0065-4_6
- Patil, N. P., Bholay, A.. D., Kapadnis, B. P., Gaikwad, V. B. (2016). Biodegradation of Model Azo Dye Methyl Red and other Textile Dyes by

Isolate *Bacillus circulans* NPP. *Journal of Pure and Applied Microbiology*.10(4): 2793-2800. <http://dx.doi.org/10.22207/JPAM.10.4.38>

- Pattanaik, L., Padhi, S. K., Hariprasad, P. & Naik, S. N. (2020). Life cycle cost analysis of natural indigo dye production from *Indigofera tinctoria* L. plant biomass: a case study of India. *Clean Techn Environ Policy*. 22. 1639–1654. <https://doi.org/10.1007/s10098-020-01914-y>
- Pattnaik, P., Dangayach, G.S., Bhardwaj, A.K. (2018). A review on the sustainability of textile industries wastewater with and without treatment methodologies. *Rev Environ Health*. 33(2):163-203. doi: 10.1515/reveh-2018-0013. PMID: 29858909.
- Pensupa, N., Leu, S.-Y., Hu, Y., Du, C., Liu, H., Jing, H., Wang, H. & Lin, C. S. K. (2017). Recent Trends in Sustainable Textile Waste Recycling Methods: Current Situation and Future Prospects. *Topics in Current Chemistry*. 375(5). doi:10.1007/s41061-017-0165-0
- Pinheiro, L.R.S.; Gradissimo, D.G.; Xavier, L.P.; Santos, A.V. (2022). Degradation of Azo Dyes: Bacterial Potential for Bioremediation. *Sustainability*. 14(3), 1510. <https://doi.org/10.3390/su14031510>
- Rodríguez, C. & Fernández, L. (2006). Manufactura textil en México: Un enfoque sistémico. *Revista Venezolana de Gerencia*. 11(35). 335-351. Consultado en 24 de agosto de 2021 en http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1315-99842006000300002
- Ruscasso, F., Cavello, I., Curutchet, G. y S. (2022) Cavalitto. Antarctic yeasts: potential use in a biologic treatment of textile azo dyes. *Bioresour. Bioprocess*. 9, (18). <https://doi.org/10.1186/s40643-022-00507-5>
- Saba, B., Christy, A. D., Park, T., Yu, Z., Li, K., & Tuovinen, O. H. (2018). Decolorization of Reactive Black 5 and Reactive Blue 4 Dyes in Microbial Fuel Cells. *Applied Biochemistry and Biotechnology*.
- Saratale, R. G., Saratale, G. D., Chang, J. S., & Govindwar, S. P. (2010). Decolorization and biodegradation of reactive dyes and dye wastewater by a

developed bacterial consortium. *Biodegradation*, 21(6), 999–1015.
<https://doi.org/10.1007/s10532-010-9360-1>

- Secretaría de Economía. (2011, marzo 03). Análisis de agua-medición de Nitrógeno Total Kjeldahl en Aguas Naturales, Residuales Y Residuales tratadas-método de prueba-(Cancela a la NMX-AA-026-SCFI-2001). Diario Oficial de la Federación.
- Secretaría de Economía. (2013, mayo 21). Análisis de agua - Medición de la Demanda Química de Oxígeno en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas. - Método de Prueba - parte 1 - Método de Reflujo Abierto - (Cancela a la NMX-AA-030-SCFI-2001).
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2022, marzo 11). NORMA Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. Diario Oficial de la Federación.
https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#gsc.tab=0
- Secretaría de Patrimonio y Fomento Industrial. (1981, julio 3). Norma Oficial Mexicana NOM-AA-34-1976 Análisis de agua. - Determinación de sólidos. (Esta Norma cancela a la NOM-AA-34-1976). Diario Oficial de la Federación.
https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4667621&fecha=03/07/1981#gsc.tab=0
- Secretaría de Patrimonio y Fomento Industrial. (1981, julio 6). Norma Oficial Mexicana NOM-AA-28-1981, Análisis de Aguas. - Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno. (Esta Norma cancela a la NOM-AA-28-1976). Diario Oficial de la Federación.
https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4667889&fecha=06/07/1981#gsc.tab=0
- Secretaría de Patrimonio y Fomento Industrial. (1981, noviembre 21). NORMA Oficial Mexicana NOM-AA-29-1981 Aguas - Determinación de

Fósforo Total. así como el Aviso de la Declaratoria de Vigencia. Diario Oficial de la Federación. https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4691497&fecha=21/10/1981#gs.tab=0

- SEMARNAT. (2019). Informe de la Situación del Medio Ambiente en México, edición 2018. Semarnat. México.
- Senthilvelan, T., Kanagaraj, J. & Panda, R.C. (2014) Enzyme-Mediated Bacterial Biodegradation of an Azo Dye (C.I. Acid Blue 113): Reuse of Treated Dye Wastewater in Post-Tanning Operations. *Appl Biochem Biotechnol* 174, 2131–2152. <https://doi.org/10.1007/s12010-014-1158-x>
- Shah PD, Dave SR, Rao MS. (2012) Enzymatic degradation of textile dye Reactive Orange 13 by newly isolated bacterial strain *Alcaligenes faecalis* PMS-1. *Int Biodeterior Biodegradation*. 69:41–50. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0964830512000145>
- Shah, B., Patel, A. & Madamwar, D. (2016). Kinetic Modeling and Community Dynamics of Microaerophilic Treatment of Textile Dyes Containing Effluent by Consortium VIE6. *Environ. Process*, 3, 397–411. <https://doi.org/10.1007/s40710-016-0156-0>
- Shah, M.P. & Bera, S.P. (2021). Microbial treatment of textile dye Reactive Red 3 by a newly developed bacterial consortium. *Nanotechnology for Environmental Engineering*, 6 (3), 62. <https://doi.org/10.1007/s41204-021-00156-7>
- Thomson, C.G., Lee, A.L. & Vilela, F. (2020) Heterogeneous photocatalysis in flow chemical reactors. *Beilstein J Org Chem*. 16:1495-1549. doi: 10.3762/bjoc.16.125. PMID: 32647551; PMCID: PMC7323633.
- Wahyuningsih, S., Ramelan, A. H., Wardani, D. K., Aini, F. N., Sari, P. L., Tamtama, B. P. N., & Kristiawan, Y. R. (2017). Indigo Dye Derived from *Indigofera Tinctoria* as Natural Food Colorant. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 193, 012048. doi:10.1088/1757-899X/193/1/012048

- Wanyonyi WC, Onyari JM, Shiundu PM, Mulaa FJ. (2017) Biodegradation and Detoxification of Malachite Green Dye Using Novel Enzymes from *Bacillus cereus* Strain KM201428: Kinetic and Metabolite Analysis. *Energy Procedia* 119:38–51. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1876610217325869>
- Yaseen, D.A., Scholz, M. (2019) Impact of pH on the Treatment of Artificial Textile Wastewater Containing Azo Dyes Using Pond Systems. *Int J Environ Res.* 13, 367–385. <https://doi.org/10.1007/s41742-019-00180-1>
- Zabłocka-Godlewska, E., Przystaś, W. (2020). Fed-Batch Decolourization of Mixture of Brilliant Green and Evans Blue by Bacteria Species Applied as Pure and Mixed Cultures: Influence of Growth Conditions. *Water Air Soil Pollut.* 231, 75. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-4441-1>
- Zhang, C., Peng, Q., Xuan, R., Zhang, Y., Xue, G., & Sun, W. (2021). Accelerating biodegradation of an azo dye by using its inorganic intermediates. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology.* <https://doi.org/10.1002/jctb.6761>
- Ziarani, G. M., Moradi, R., Lashgari, N., & Kruger, H. G. (2018). Anthraquinone Dyes. *Metal-Free Synthetic Organic Dyes*, 9–17. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815647-6.00002-9>