



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

**Biodegradación con sistemas catalíticos en aguas residuales con
bisfenoles: Revisión sistemática.**

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO AMBIENTAL

AUTOR:

Cano Huaccachi, Daisy Cristell (0000 0002 4884 6326)

ASESOR:

Dr. Lozano Sulca, Yimi Tom (0000 0002 0803 1261)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Calidad y Gestión de los Recursos Naturales

LIMA – PERÚ

2021

DEDICATORIA

El trabajo de Tesis está dedicado a Dios, a mi madre Julia que siempre estuvo a mi lado brindándome sus consejos para hacer de mí una buena persona, por guiarme y enseñarme los buenos valores y como ganarse la vida a mi querido Sam por ser mi compañero fiel y a mis hermanos, Mitchell, Joseph, Andy, Charly.

AGRADECIMIENTOS

A mi madre por tanto cariño y apoyo incondicional tanto moralmente, por alentarme en el camino trazado de la superación a mis hermanos que siempre estuvieron en buenos y malos momentos apoyándome.

INDICE DEL CONTENIDO

DEDICATORIA.....	ii
AGRADECIMIENTOS	iii
ÍNDICE DE TABLAS.....	v
ÍNDICE DE FIGURAS	v
ÍNDICE DE GRÁFICOS	v
RESUMEN	vi
ABSTRACT	vii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO.....	4
III. METODOLOGÍA.....	14
.....	17
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	20
V. CONCLUSIONES	29
VI. RECOMENDACIONES.....	30
BIBLIOGRAFÍA	31
ANEXO.....	44

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla N°1: Características físicas y químicas del BPA

Tabla N°2: Eficiencias biológicas de eliminación de BPA mediante la aplicación de las enzimas lacasa y peroxidasa

Tabla N°3: Antecedentes nacionales e internacionales

Tabla 4. Matriz de categorización apriorística

Tabla 5. Catalizadores productores del aumento de la velocidad en la reacción química

Tabla 6. Promedio de eliminación de bisfenoles en aguas residuales con aplicación de enzimas

INDICE DE FIGURAS

Figura N°1: Estructura química del bisfenol A (BPA)

Figura N°2: Estructura de algunos análogos de bisfenol (bisfenol A (BPA), bisfenol AF (BPAF), bisfenol F (BPF) y bisfenol S (BPS))

Figura N°3: Estimación de la ingesta diaria de BPA en poblaciones adultas de diferentes ciudades/regiones (mg/kg pc/día)

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico N°1: Procedimiento

ÍNDICE DE ABREVIATURAS

EDC: Compuestos de alteración endocrina

BPA: Bisfenol A

BP: Bisfenol

BCM: Membranas biocatalíticas

PEI: Polietilenimina

PDA: Polidopamina simple

DA: Single dopamina

XRD: Caracterizados por difracción de rayos-X

XRF: Fluorescencia de rayos-X

TGA: Análisis gravimétrico

TPD: Desorción con temperatura programada

RESUMEN

El presente estudio tuvo como objetivo determinar de qué manera el sistema biocatalítico contribuye en la biodegradación de bisfenoles en el agua residual así como definir los catalizadores o sustancias químicas que generan mayor aumento de la velocidad en la reacción química para la biodegradación de bisfenoles en aguas residuales, analizar los métodos de caracterización de los catalizadores empleados para la contribución en la biodegradación de bisfenoles en el agua residual y evaluar el promedio de eliminación de bisfenoles en el agua residual en presencia de catalizadores; para lo cual se realizó un análisis de 88 literaturas, las cuales fueron añadidas y excluidas por un proceso de selección, quedando añadidos al estudio 20 artículos científicos, obteniendo lo siguiente:

Los catalizadores o sustancias químicas que generan mayor aumento de la velocidad en la reacción química para la biodegradación de bisfenoles en aguas residuales es la lacasa, ya que es el más empleado en un 90% de los autores y es el que genera mayor reacción en la biodegradación de bisfenoles en aguas residuales. Los métodos de caracterización de los catalizadores empleados para la contribución en la biodegradación de bisfenoles en el agua residual son caracterizados por difracción de rayos-X (XRD), fluorescencia de rayos-X (XRF), análisis gravimétrico (TGA) y desorción con temperatura programada (TPD); por último, el promedio de eliminación de bisfenoles en el agua residual en presencia de catalizadores está en un nivel máximo; donde los promedios de eliminación de los bisfenos se encuentran en un rango de 80 a 100%.

Palabras clave: Bisfenoles, biodegradación, catalizadores, catalizadores, aguas residuales, caracterización.

ABSTRACT

The aim of this study was to determine how the biocatalytic system contributes to the biodegradation of bisphenols in wastewater and to define the catalysts or chemical substances that generate the greatest increase in the speed of the chemical reaction for the biodegradation of bisphenols in wastewater, to analyse the methods of characterization of the catalysts used to contribute to the biodegradation of bisphenols in wastewater and to evaluate the average removal of bisphenols in wastewater in the presence of catalysts; For this purpose, an analysis of 88 literatures was carried out, which were added and excluded by a selection process, leaving 20 scientific articles added to the study, obtaining the following:

The catalysts or chemical substances that generate the greatest increase in the speed of the chemical reaction for the biodegradation of bisphenols in wastewater is laccase, as it is the most used in 90% of the authors and is the one that generates the greatest reaction in the biodegradation of bisphenols in wastewater. The characterisation methods of the catalysts used for the contribution in the biodegradation of bisphenols in wastewater are characterised by X-ray diffraction (XRD), X-ray fluorescence (XRF), gravimetric analysis (TGA) and temperature programmed desorption (TPD); finally, the average removal of bisphenols in wastewater in the presence of catalysts is at a maximum level; where the average removal of bisphenols is in the range of 80 to 100%.

Key words: Bisphenols, biodegradation, catalysts, catalysts, wastewater, characterisation.

I. INTRODUCCIÓN

La escasez de agua es uno de los mayores problemas del siglo XXI y uno de los temas ambientales más sensibles en las próximas décadas debido a la distribución desigual de recursos, tratamientos y eventos de cambio climático (Russo Giacomo et al., 2019, p.1). La recuperación de aguas residuales se considera una fuente alternativa de agua dulce en áreas con problemas de disponibilidad de agua o mayor consumo (Torres Carmen M. et al., 2016, p.1). Y entre los contaminantes emergentes encontradas en las aguas residuales se encuentra como un disruptor endocrino al bisfenol (Monteiro Alessandra A. et al., 2018, p.1).

El bisfenol-A (BPA) es un compuesto antropogénico que se sintetizó en 1890 y se ha utilizado comercialmente desde la 1950. El BPA se ha consumido ampliamente para la fabricación de policarbonatos para producir equipos eléctricos y electrónicos, botellas y envases de bebidas (Dong Hao et al., 2018, p.2). La Autoridad de Seguridad Alimentaria informó que el uso actual de BPA en el envasado de alimentos no representa ningún riesgo sustancial para los humanos (Polydorou Olga et al., 2020, p.2).

Sin embargo, el gobierno de Canadá concluyó que el BPA puede estar ingresando al medio ambiente en una cantidad o concentración o en condiciones que pueden constituir un peligro para la vida o la salud humana (Deviot Marc et al., 2018, p.1). Del mismo modo, la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) declaró que el BPA puede representar una amenaza potencial para los organismos en sus concentraciones ambientales actuales (Fonseca Andrea S. et al., 2017, p.2).

Además, es un tipo de sustancia química disruptiva endocrina (EDC), es una de las sustancias químicas industriales más utilizadas en plásticos, con una producción estimada de más de 8 mil millones de libras por año (Pahigian J. y Zuo Y, 2018, p.2). Debido a su amplio uso en muchos productos de consumo y a la lixiviación de materiales plásticos, el BPA es omnipresente en el medio ambiente y se ha detectado en alimentos, agua potable e incluso en humanos (Im J. y Loffler F., 2016, p.1).

Debido a ello se considera la contaminación de las aguas residuales como una preocupación pública por lo que el tratamiento de los contaminantes persistentes en el agua y las aguas residuales es muy imperativo (Kumar K. y Chowdhury A., 2020,

p.2). Varias tecnologías de tratamiento convencionales (procesos fisicoquímicos, degradación biológica y procesos oxidativos) se han aplicado a la remediación de agua y aguas residuales, pero cada una tiene numerosas limitaciones (Quiton Khyle et al., 2020, p.1).

La biocatálisis de sistemas es un concepto emergente de organización de enzimas in vitro para construir cascadas de reacción complejas para una síntesis eficiente y sostenible de productos químicos valiosos (Fessner Wolf-Dieter, 2016, p.1).

La estrategia fusiona el enfoque sintético de la química con el diseño modular de sistemas biológicos, que es similar a la ingeniería metabólica de los sistemas de producción celular, pero se puede realizar a un nivel de complejidad mucho menor desde un enfoque verdaderamente reduccionista (Cavalcante Francisco T. et al., 2020, p.1). Tales operaciones están libres de erosión material por vías metabólicas competitivas, de restricciones cinéticas por barreras físicas y circuitos reguladores, y de problemas de toxicidad con sustratos extraños reactivos, que son problemas notorios en los sistemas de células enteras (Tom Rijo et al., 2019, p.1).

Además, las tecnologías basadas en la biocatálisis se están convirtiendo en un campo floreciente de investigación y aplicaciones industriales, ya que la necesidad de un uso intensivo de los recursos naturales con una contaminación reducida es ahora una tendencia mundial (Mohammadi M. y Harjunkoski L., 2020, p.1).

El avance de la Química Verde se basa en el gran desarrollo de muchas áreas del conocimiento científico que implica desde la detección de intermediarios moleculares enzimáticos y productos en concentraciones muy bajas, hasta el desarrollo del biocatalizador listo para el desafío de los procesos industriales a través de varias estrategias (Wang Chi-Hwa, et al., 2017, p.3). tales como inmovilización de enzimas, cambios de estructura de proteínas, bases de datos genéticas, para adaptar los medios de reacción y el procesamiento de la materia prima (Hussain A. y Arif S., 2017, p.2).

Debido a ello se plantea el siguiente problema general para el presente estudio: ¿De qué manera el sistema biocatalítico contribuye en la biodegradación de bisfenoles en el agua residual?

PE1: ¿Cuáles son los catalizadores o sustancias químicas que generan mayor aumento de la velocidad en la reacción química para la biodegradación de bisfenoles en aguas residuales?

PE2: ¿Cuáles son los métodos de caracterización de los catalizadores empleados para la contribución en la biodegradación de bisfenoles en el agua residual?

PE3: ¿Cuál es el promedio de eliminación de bisfenoles en el agua residual en presencia de catalizadores?

Como objetivo general se planteó: Determinar de qué manera el sistema biocatalítico contribuye en la biodegradación de bisfenoles en el agua residual. De igual manera los siguientes objetivos específicos son:

OE1: Definir los catalizadores o sustancias químicas que generan mayor aumento de la velocidad en la reacción química para la biodegradación de bisfenoles en aguas residuales.

OE2: Analizar los métodos de caracterización de los catalizadores empleados para la contribución en la biodegradación de bisfenoles en el agua residual.

OE3: Evaluar el promedio de eliminación de bisfenoles en el agua residual en presencia de catalizadores.

De tal manera el presente estudio emplea una justificación teórica, ya que, esta revisión sistemática tiene por propósito presentar un impacto académico generando despertar el interés de los futuros investigadores y profundizar en la problemática tratada, presentando una recolección de estudios prácticos a nivel mundial.

II. MARCO TEÓRICO

El estrés hídrico ha causado varios problemas a los recursos hídricos naturales, como la inestabilidad del caudal de los ríos, la desecación de los manantiales, el descenso del nivel de las aguas subterráneas y el deterioro de los ecosistemas (Phungsai Phanwatt et al., 2016, p.1). Por lo tanto, es necesario aplicar estrategias de uso sostenible del agua para garantizar el suministro de agua a largo plazo con una calidad del agua, así como para protegerse de los efectos ecológicos, económicos y sociales adversos (Wang Yifei et al., 2018, p.1).

El uso de agua regenerada es una de las contramedidas para el uso sostenible del agua, y se ha aplicado para diversas aplicaciones, como el agua de las cisternas de los inodoros, el mantenimiento del caudal de los ríos, la creación de frentes de agua, el riego de plantas, etc. mantenimiento del caudal de los ríos, la creación de frentes de agua, el riego de plantas y la refrigeración de pavimentos (Huang Ri-ping et al., 2017, p.1).

Los beneficios del agua regenerada no sólo consisten en asegurar de agua al tiempo que se reduce la demanda de agua del grifo de alta calidad sino también aliviar la contaminación del agua al reducir el vertido de aguas residuales a los recursos hídricos naturales (Jiang Wei et al., 2017, p.1). Dado que las aguas residuales aumentan proporcionalmente al consumo de agua, el agua regenerada debería ser un recurso hídrico abundante y estable (Liu Ze-hua, et al., 2017, p.4).

Los compuestos de alteración endocrina (EDC) se han liberado de forma persistente en los medios acuáticos a través de diversas vías ambientales, difusión atmosférica, vertido de aguas residuales, etc. aguas residuales, etc. (Lim Hyun Jeong et al., 2018, p.1). Entre los compuestos de alteración endocrina el bisfenol-A (BPA) se ha utilizado ampliamente como plastificante en la sociedad moderna y se ha liberado de forma persistente en los medios acuáticos (Wang Yifei et al., 2021, p.1).

Es un producto químico industrial de alto volumen que se utiliza en la producción mundial de plásticos de policarbonato y resinas epoxi., que se utilizan en envases de alimentos y bebidas, como vajillas (platos y tazas).

El bisfenol A (BPA) es un tipo representativo de EDC y ha atraído una amplia atención debido a su elevada producción y sus amplias aplicaciones como resultado, el BPA

ha sido detectado constantemente tanto en aguas superficiales naturales como en aguas residuales (Su Chao et al., 2020, p.2).

El ecosistema particularmente expuesto a la contaminación de bisfenol (BP) son las aguas residuales industriales y municipales que son una fuente común de BPA en las aguas de los ríos (Piotrowska-Seget Z. et al., 2018, p.1). Si bien el BPA es el que se detecta con mayor frecuencia en el medio ambiente, también se encuentran a menudo BPAF, BPF y BPS (Roark A., 2020, p.189).

Se ha demostrado que el bisfenol A (BPA; 4,4'- (propano-2,2-diil) difenol) actúa como un obesógeno y altera el metabolismo de los lípidos en eleuterioembriones de pez cebra (ZE) (Bhatnagar Amit y Anastopoulos I., 2017, p.1).

También, los bisfenoles son una clase de compuestos que contienen dos anillos de fenol conectados por un grupo espaciador corto (Zdarta Jakub et al., 2018, p.1). El más conocido y utilizado es el bisfenol A (BPA), que es un producto intermedio en la fabricación de policarbonatos, resinas epoxi y retardantes de llama (Bilal Muhammad et al., 2017, p.2).

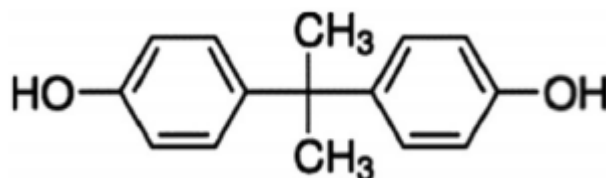


Figura N°1: Estructura química del bisfenol A (BPA)

Fuente: Bilal Muhammad et al., 2017

Así también las propiedades físicas y químicas de los bisfenoles están representadas en la Figura N°2.

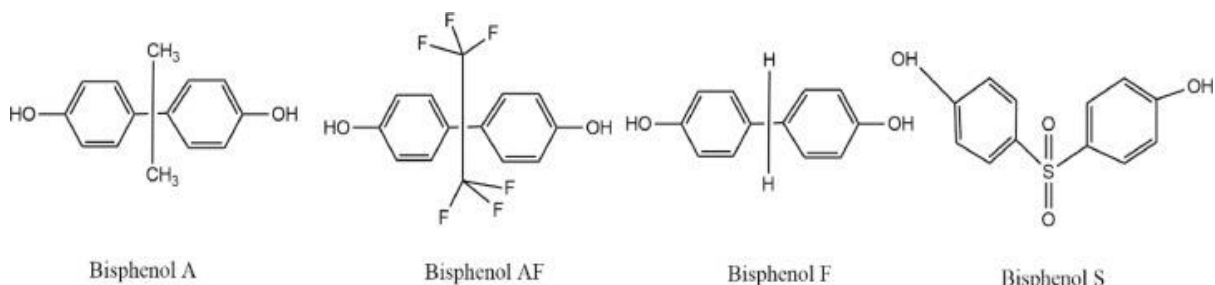


Figura N°2: Estructura de algunos análogos de bisfenol (bisfenol A (BPA), bisfenol AF (BPAF), bisfenol F (BPF) y bisfenol S (BPS)).

Fuente: Dietrich Matz, et al., 2017

El bisfenol A (BPA) es el nombre común del 2,2-(4,40 dihidroxidifenilo) propano, 4,40 -isopropilidendifenol, o bien, 2,20 -bis(4-hidroxifenil) propano y como se ve en la figura N°1 es un compuesto orgánico con dos elementos fenólicos; sus propiedades importantes son la baja presión de vapor y es un sólido a temperatura ambiente.

Propiedades	Valores
<i>Peso molecular</i>	228,29 g / mol
<i>Nombre IUPAC</i>	4,4 ' - (propano -2,2-diil) difenol
<i>Fórmula</i>	C ₁₅ H ₁₆ O ₂
<i>Número de servicio de resumen químico CAS no</i>	080-05-7
<i>Punto de fusion</i>	153 ° C
<i>Punto de ebullición</i>	360 ° C a 101,3 kPa (220 ° C a 4 mmHg)
<i>Densidad relative</i>	1,2 g / cm ³ a 25 ° C
<i>Presión de vapor</i>	5.3E - 09 kPa (a 25 ° C)
<i>Solubilidad del agua</i>	300 mg / L (a 25 ° C)
<i>PKa</i>	101
<i>Solubilidad del agua</i>	120 mg / L (a 25 ° C)
<i>Densidad relative</i>	1,2 g / cm ³ (a 25° C)
<i>Gravedad específicas</i>	1,195-1,2 g / cm ³ (a 25° C)
<i>Media vida</i>	Agua = 37,5 Sedimento = 337,5 Suelo = 37,5
<i>Log Kow</i>	172,8 L / kg (peso húmedo)

Tabla N°1: Características físicas y químicas del BPA

Fuente: Yan Zhengyu, et al., 2017

Hay muchos productos cotidianos que pueden contener BPA, entre ellos discos compactos, lentes ópticas, pinturas en polvo, papel térmico y envases de alimentos (Bilal Muhammad et al., 2016, p.2). Dando lugar así, su amplio uso a una extensa distribución en el medio ambiente, incluyendo el aire, el agua, el suelo, los sedimentos y los tejidos humanos (Chen Da et al., 2016, p.1).

Por ejemplo, Martínez Rubén, et al., (2020, p.2) encontró que el BPA era capaz de promover reacciones celulares incluso a bajas concentraciones, que además actuaban en los tejidos del organismo. Debido a sus amplias aplicaciones, el BPA se ha detectado en la sangre humana, la orina y la leche materna, así como en sustancias ambientales, como el agua, el aire interior y exterior y el polvo (Yuan Su-fen et al., 2016, p.1). De hecho, la exposición a altas concentraciones de BPA puede resultar en una variedad de efectos dañinos, incluida la toxicidad reproductiva, a través de un mecanismo de alteración endocrina (Wilk Barbara K. et al., 2019, p.2).

Puede contaminar alimentos o bebidas al migrar desde el envase y una preocupación aún mayor es el descubrimiento de que el BPA es un disruptor endocrino (Norman Malgorzata et al., 2016, p.3).

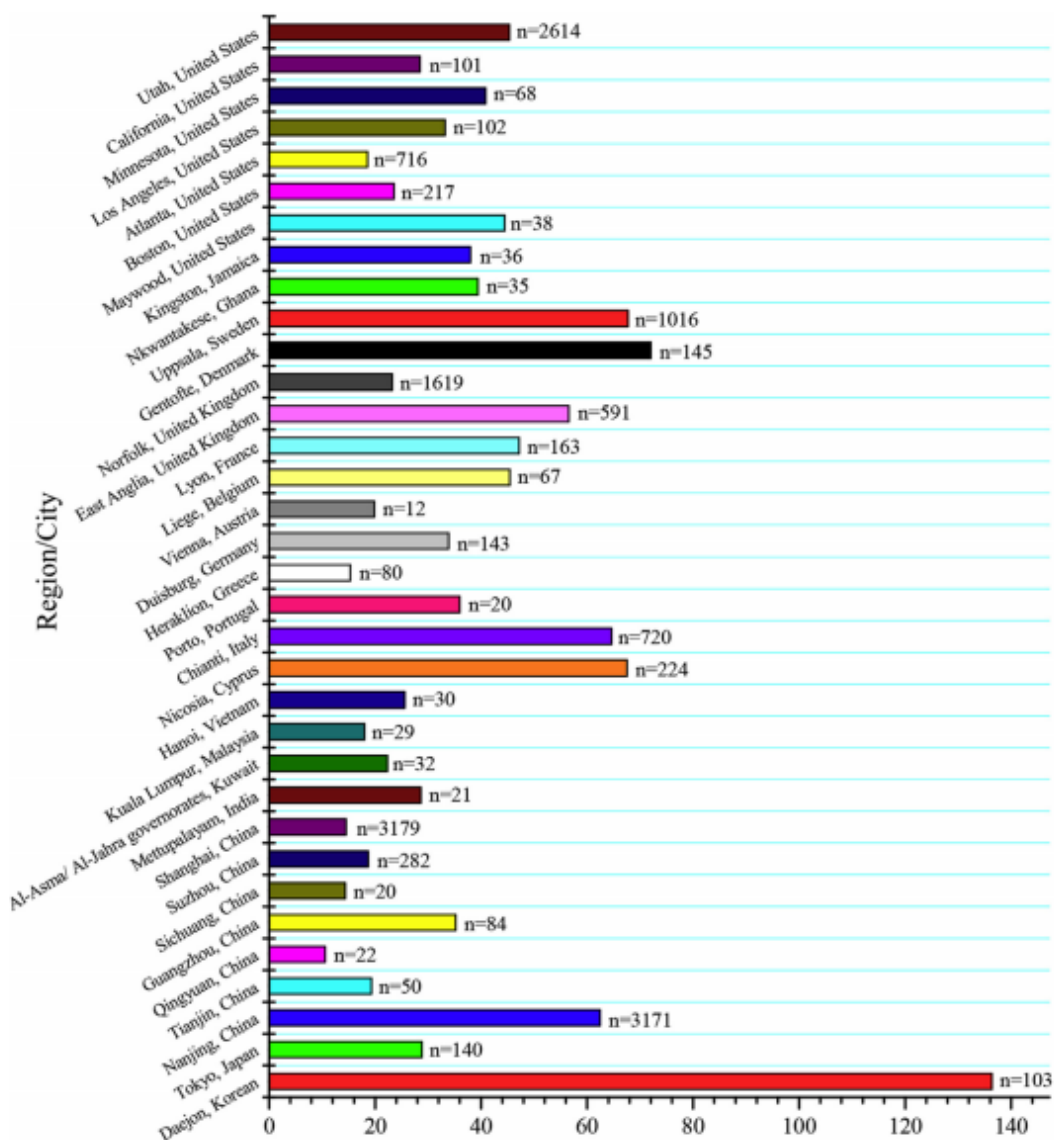


Figura N°3: Estimación de la ingesta diaria de BPA en poblaciones adultas de diferentes ciudades/regiones (mg/kg pc/día)

Fuente: Huang R., et al., 2017

La ingesta diaria estimada de BPA para adultos en diferentes regiones de los países se muestra en la Fig. N° 3, mostrando que las ciudades de un mismo país variaban mucho; por ejemplo, dos ciudades diferentes dentro de China, Qingyuan y Nanjing, tenían una ingesta diaria de BPA estimada para adultos de 10,5 y 10,5 veces. La ingesta diaria de BPA para adultos fue de 10,60 y 62,45 ng/kg de peso corporal/día, respectivamente, lo que muestra una diferencia de 5,9 veces.

Debido a estas diferencias regionales, la ingesta diaria de BPA en diferentes regiones de un país puede variar considerablemente, junto con la falta de relación lineal entre los grupos de adultos y niños de los mismos países (Ellen M., 2019, p.2).

Por otra parte, las pruebas demuestran que el BPA puede causar algunas enfermedades, por ejemplo, cáncer, diabetes, trastornos de la función cerebral, reducción del recuento de espermatozoides, maduración sexual temprana en las mujeres, prevalencia de la obesidad inmunodeficiencia, etc. (Koumaki Elena, M., et al., 20187, p.3).

En general, los compuestos disruptores endocrinos son sustancias o mezclas que pueden alterar las funciones del sistema hormonal y causar efectos adversos en un organismo intacto, como la obesidad, la diabetes, las enfermedades cardiovasculares, el cáncer de mama y los trastornos reproductivos, e incluso presentan actividad genotóxica (Cha Joo-Yun et al., 2017, p.1).

Los riesgos para la salud asociados a la exposición al BPA en humanos han llevado a establecer normativas sobre la limitación de la producción y el uso del BPA en algunos países o regiones, por ejemplo, Estados Unidos, la Unión Europea, Canadá, etc. Mientras tanto, el BPA ha sido como uno de los microcontaminantes restringidos en las normas de calidad del agua de China y Japón (Park Jaen-Hong et al., 2016, p.1).

Las aguas residuales son la principal fuente de bisfenol A (BPA) en el medio ambiente, sin embargo, los resultados con respecto a los principales mecanismos de biodegradación del BPA en los sistemas de tratamiento de aguas residuales son divergentes (Cyzdik-Kwiatkowska A. et al., 2020, p.1).

Dado que los bisfenoles tienden a acumularse en los organismos acuáticos y la biomagnificación resultante a lo largo de la cadena alimentaria del agua superficial, la

contaminación del agua superficial por BPA ha atraído una atención considerable (Chen Da et al., 2016, p.5).

Debido a ello, se estudian ampliamente varias técnicas de eliminación de BPA que comprendían principalmente el tratamiento biológico, la oxidación avanzada y el proceso de adsorción (Shafei Ayman et al., 2018, p.2). Los métodos de tratamiento biológico implicaron el uso de agentes biológicos como enzimas (en particular, lacasa y peroxidasa enzima) para inducir un efecto de degradación de los bisfenoles y convertirlos en compuestos relativamente inofensivos y menos tóxicos (Toner Frank et al., 2018, p.3). Aunque las eficiencias de eliminación varían, las eficiencias del BPA mediante técnicas biológicas son de aproximadamente del 84% (Thayer Kristina A., et al., 2016, p.1).

Si bien la biocatálisis sin células se aplica ampliamente en procesos de biotecnología farmacéutica e industrial, aún no se ha implementado ampliamente para aplicaciones de tratamiento de agua potable o aguas residuales (Hutchison Justin M., et al., 2017, p.6). E implementar la biocatálisis de una manera que permita la reutilización de las proteínas es esencial para un tratamiento con perclorato rentable (Zhu Baotong C., 2019, p.2).

La biocatálisis permite la transesterificación de una variedad de materias primas incluso en presencia de impurezas, así como una fácil separación y purificación de los productos de biodiesel debido a la ausencia de subproductos de jabón (Cavalcante Francisco T. et al., 2020, p.7). Es definido como el uso de biomoléculas, especialmente enzimas o células completas, como catalizadores para la síntesis de nuevos materiales (Dev Atul S. et al., 2018, p.1):

Varias enzimas, como la lacasa, la tirosinasa y la peroxidasa de manganeso y de manganeso y peroxidasa de rábano, se utilizan para la biodegradación de compuestos peligrosos como el fenol y sus derivados, o los tintes sintéticos y tintes naturales (Sun Weiling et al., 2017, p.2). Entre las enzimas las lacasas son las más frecuentemente aplicadas. Estas oxidorreductasas de oxígeno catalizan una amplia gama de reacciones químicas, principalmente por oxidación de un electrón del mono, di y polifenoles (Hutchison J., et al., 2018, p.1):

Como multicobre oxidasa, la lacasa contiene cuatro átomos de cobre en su estructura, que presentan diferentes propiedades. Un átomo de cobre de tipo 1 (T1) provoca el color azul de la lacasa, mientras que un átomo de tipo 2 (T2) y dos átomos del tipo 3

(T3) participan en las reacciones de oxidación (Chandler Peter G., et al, 2020, p.1). Además, cabe señalar que la lacasa tiene propiedades ubicuas que permiten su uso en muchos procesos relacionados con la biodegradación de contaminantes ambientales y su eliminación de suelos y aguas residuales (Sivashanmugam P. y Mullainadhan V., 2017, p.1).

Entre las ventajas del tratamiento enzimático el enfoque puede incluir operar a una concentración de bajo nivel en un amplio rango de pH y temperatura, así como la facilidad para controlar el proceso (Ozaydin T. et al., 2018, p.2). El tratamiento del medio acuoso que contiene BPA con el uso de enzima lacasa y peroxidasa para el tratamiento biológico del BPA ha sido ampliamente explorado (Mullainadhan V., 2017, p.1).

Esto es demostrado por Yan Zhengyu, et al., (2017, p.6) en su investigación en el cual obtuvo los resultados expuestos en la tabla N°2.

Enzima	pH	Temperatura (° C)	% De eficiencia de eliminación de BPA
Peroxidasa de rábano picante	6	30	98-100 Mediana = 98
Peroxidasa ronca	5	25	50,7
Lacasa	5	25	89
Lacasa	7	20	66
Lacasa	6	35	80-100 Mediana = 90
Lacasa	7	40	100
Lacasa	5	30	67,94 ± 17,29 (85)
Lacasa	5	5, 20, 35,55 y 60	85-88 Mediana = 86,5
Lacasa	3, 5 y 4	28	
Lacasa	5 y 6	25-30	94 Promedio = 84%

Tabla N°2: Eficiencias biológicas de eliminación de BPA mediante la aplicación de las enzimas lacasa y peroxidasa

Fuente: Yan Zhengyu, et al., 2017

La peroxidasa y la lacasa son enzimas extracelulares capaces de provocar un efecto de degradación en los contaminantes objetivo mediante la generación de radicales libres inespecíficos y altamente reactivos y tienen un alto potencial oxidativo y pueden degradar el BPA (Kiura Yuji et al., 2016, p.1). La enzima peroxidasa puede catalizar la oxidación de compuestos fenólicos (alquil fenol y clorofenol). En presencia de peróxido de hidrógeno (H₂O₂), la peroxidasa férrica nativa reducirá el H₂O₂ a

agua y se convertirá en ferroperoxidasa y dará como resultado la generación de radicales fenilos que son oligómeros insolubles, luego la enzima se revierte a su forma nativa liberando una molécula soluble en agua (Hofmann Ulrike y Schollosser D., 2016, p.4).

Debido a ello se estudió a diversas literaturas a nivel mundial, plasmando los 15 antecedentes más resaltantes en la tabla N°3.

Tabla N°3: Antecedentes nacionales e internacionales

<i>Artículo científico</i>	<i>Autor</i>	<i>Tipo de bisfenol</i>	<i>Resultados</i>
El efecto de los parámetros operativos sobre la biodegradación de bisfenoles por lacasa de <i>Trametes versicolor</i> inmovilizada en andamios esponjosos de <i>Hippospongia communis</i>	Zdarta Jakub et al., 2018	bisfenol A (BPA), bisfenol F (BPF) y bisfenol S	En condiciones óptimas, casi el 100% de BPA (pH 5, 30 ° C) y BPF (pH 5, 40 ° C), y más del 40% de BPS (pH 4, 30 ° C) se eliminó de la solución a una concentración de 2 mg / mL. Además, la lacasa inmovilizada mostró buena capacidad de reutilización y estabilidad de almacenamiento, reteniendo más del 80% de su actividad inicial después de 50 días de almacenamiento.
La metodología de superficie de respuesta para la optimización de la inmovilización de tirosinasa en fibras de policaprolactona-quitosano electrohiladas para su uso en la eliminación de bisfenol A	Zdarta Jakub et al., 2020	Bisfenol A	La biomolécula inmovilizada retuvo alrededor del 90% de su actividad inicial después de 30 días de almacenamiento, y aún era capaz de eliminar más del 80% de bisfenol. Por el contrario, la enzima libre pudo eliminar más del 80% del bisfenol A a un pH de 7-8 y un rango de temperatura de 15 a 35 ° C, y retuvo menos del 60% de su actividad inicial después de 30 días de almacenamiento.
Nanopartículas biocatalíticas a base de quitosano para la eliminación de contaminantes de las aguas residuales	Alarcón-Payán D. et al., 2017	Bisfenoles	Diez compuestos fenólicos, incluidos pesticidas, compuestos halogenados, disruptores endocrinos y antibacterianos, fueron transformados por nanopartículas enzimáticas.
Construcción de un sistema biocatalítico de nanoflores magnéticas con rendimiento enzimático mejorado por biomineralización y su aplicación para la eliminación de bisfenol A	Han Juan et al., 2019	Bisfenol A	Las nanoflores magnéticas se aplicaron para eliminar el bisfenol A (BPA) del agua y la eficiencia de eliminación alcanzó aproximadamente el 92,1%, mientras que la actividad enzimática de las nanoflores magnéticas se logró una mejora del 183% en comparación con la HRP libre.
Membrana de estructura biocatalítica metalorgánica para la	Xu Shu et al., 2021	Bisfenol A	Bisfenol ultra alto se logra una eficiencia de eliminación del 98% bajo flujo continuo. Donde la

eliminación eficiente de microcontaminantes acuáticos			membrana proporciona un microambiente confinado para la oxidación enzimática del bisfenol A.
Membranas de nanofiltración biocatalítica de baja presión basadas en ensamblaje capa por capa para la eliminación de microcontaminantes	Li Xin et al., 2020	Bisfenol	La membrana NF biocatalítica óptima mostró una mejora en la eliminación de BPA del 79,5% en un modo de incubación y del 92,5% en un modo de reciclaje completo. Las eficiencias de eliminación fueron ~ 240% más altas que las de la membrana LBL sin modificar y claramente comparables a otras membranas biocatalíticas informadas.
Membranas biocatalíticas preparadas mediante impresión por inyección de tinta de células de levadura funcionalizadas sobre sustratos de microfiltración	Chen Yingying et al., 2018	Bisfenol A	Se confirmó la efectividad de los BCM en el tratamiento de contaminantes emergentes utilizando bisfenol A y acetaminofén como sustratos en experimentos de prueba de concepto.
Membrana de nanofiltración biocatalítica regenerable para la eliminación de microcontaminantes acuáticos	Li Sushuang et al., 2018	Bisfenol A (BPA)	La eliminación de BPA se mantuvo por encima del 97% durante 7 ciclos de reutilización sin pérdida detectable de mediadores. Además, las trazas de BPA en el agua se enriquecieron en la superficie de la membrana biocatalítica mediante filtración impulsada por presión, mejorando así la biodegradación del BPA por el sistema lacasa-mediador.
Inmovilización de lacasa fúngica en perlas de quitosano reticuladas con glutaraldehído y su potencial biocatalítico para degradar el bisfenol A	Bilal Muhammad et al., 2019	Bisfenol A	El perfil de estabilidad en almacenamiento exhibió la superioridad de las perlas de quitosano inmovilizadas con lacasa que presentaban más del 90% de actividad después de conservarse durante 28 días a 4 ° C, mientras que la enzima libre mostró solo un 47,3% de actividad en las mismas condiciones.
Recubrimiento enzimático multicapa en nanopartículas de biocarbón magnético altamente conductivo para detección de bisfenol A en agua	He Lingzhi et al., 2020	Bisfenol A	La detección sensible de BPA se logró mediante una gran actividad biocatalítica y estabilidad.
Co-deposición inspirada en mejillones para mejorar la eliminación de bisfenol A en un reactor de membrana enzimática bifacial	Cao Xiaotong et al., 2018	Bisfenol A	En comparación con la membrana recubierta de polidopamina simple (PDA), las membranas biocatalíticas preparadas por DA / PEI y la membrana recubierta de DA / Cu se atribuyen a la transferencia de electrones

			mejorada con cobrelas deposiciones conjuntas mostraron comportamientos mucho mejores en términos de carga enzimática, actividad y permeabilidad, así como estabilidad de la enzima inmovilizada.
Membranas biocatalíticas basadas en nanotubos de carbono reticulados para la degradación de microcontaminantes: rendimiento, estabilidad y regeneración	Ji Chao et al., 2016	Bisfenol A	La degradación de microcontaminantes se llevó a cabo con una mezcla de cinco compuestos representativos (bisfenol-A (BPA), carbamazepina (CBZ), diclofenaco (DCF), ácido clofibrico (CA) e ibuprofeno (IBF)).
Cromatografía de membrana para una rápida purificación, inmovilización y catálisis de enzimas: una membrana biocatalítica renovable	Fan Jinxin et al., 2017	Bisfenol A (BPA)	La lacasa inmovilizada tuvo una pureza elevada del 92,2%, mientras que la permeabilidad de la membrana disminuyó debido a la adsorción de lacasa e impurezas. Gracias al transporte convectivo dominante, la carga de enzima fue alta y mucho más rápida que mediante la incubación por inmersión (5 min frente a 80 min).
Eliminación de microcontaminantes acuáticos con una membrana biocatalítica preparada mediante cromatografía de membrana de afinidad quelante de metales	Fan Jinxin et al., 2017	Bisfenol A (BPA)	El valor de pH y la concentración de sal en el tampón de almacenamiento tuvieron un efecto obvio sobre la estabilidad de la lacasa inmovilizada, y la membrana biocatalítica preparada retuvo el 87% de la actividad inicial después de 20 días de almacenamiento. Al aplicar dicha membrana para la eliminación de microcontaminantes se podría obtener una alta eficiencia de eliminación de BPA (99,3%).
Potencialidades de las membranas activas con lacasa inmovilizada para la degradación del bisfenol A	Barríos-Estrada C. et al., 2018	Bisfenol A	En este estudio se logró una degradación del 100% del bisfenol A (20 mg / L) en menos de 24 h en presencia de lacasa de <i>P. sanguineus</i> (620.55 ± 14.85 U / L) y <i>T. versicolor</i> (620.55 ± 14.85 U / L). Las enzimas mostraron una actividad óptima a pH 5 y 5.4 con una tasa de degradación de 204.8 ± 1.8 y 79.0 ± 0.1 $\mu\text{mol} / \text{min} / \text{U}$ para <i>P. sanguineus</i> y <i>T. versicolor</i> , respectivamente.

Elaboración propia

III. METODOLOGÍA

3.1. Tipo y diseño de investigación

Esta es una investigación cualitativa, porque, la investigación que sigue un enfoque cualitativo es exploratoria y busca explicar "cómo" y "por qué" un fenómeno o comportamiento en particular opera como lo hace en un contexto particular y se puede utilizar para generar hipótesis y teorías a partir de los datos.

El tipo de investigación es aplicada, ya que la investigación aplicada busca resolver un problema en específico, siendo importante en esta investigación la búsqueda del tratamiento de aguas residuales contaminadas con bisfenoles para lo que se aplicará los conocimientos de estudios enfocados en los sistemas catalíticos para su remediación; sirviendo ello como medio de aplicación de conocimientos actuales. De acuerdo con Veland, Siri, et al., (2018, p.14) la investigación aplicada se refiere al estudio científico y la investigación que busca resolver problemas prácticos y este tipo de investigación se puede utilizar de diversas formas; por ejemplo, se utiliza para encontrar soluciones a problemas cotidianos, curar enfermedades y desarrollar tecnologías innovadoras.

Así también, el diseño de investigación es considerado como narrativo de tópicos; ya que, se realiza una especie de narración con las historias plasmadas por los investigadores en sus estudios, acerca de la biodegradación de bisfenoles en aguas residuales bisfenoles en aguas residuales mediante sistemas biocatalíticos.

Blanco Mercedes, (2011, p.4) afirma que, la entrevista narrativa se basa en tradiciones de investigación sociológica interaccionista y fenomenológica con su principal preocupación por comprender cómo se constituye el "mundo de la vida" cotidiana.

3.2. Categoría, subcategoría y matriz de categorización

La importancia de la matriz apriorística es la búsqueda y determinación de las categorías y sub categorías planteadas; y ello se realizó en base a los problemas y objetivos específicos. (Ver tabla N° 4).

Tabla 4. Matriz de categorización apriorística

PROBLEMAS ESPECÍFICOS	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	CATEGORÍAS	SUB CATEGORÍAS	CRITERIO 1	CRITERIO 2
¿Cuáles son los catalizadores o sustancias químicas que generan mayor aumento de la velocidad en la reacción química para la biodegradación de bisfenoles en aguas residuales?	Definir los catalizadores o sustancias químicas que generan mayor aumento de la velocidad en la reacción química para la biodegradación de bisfenoles en aguas residuales.	Catalizadores productoras del aumento de la velocidad en la reacción química	<ul style="list-style-type: none"> • Lacasa • Tirosinasa • Peroxidasa de manganeso • Peroxidasa de rábano 	De acuerdo al efecto producido	De acuerdo a la velocidad generada en la degradación
¿Cuáles son los métodos de caracterización de los catalizadores empleados para la contribución en la biodegradación de bisfenoles en el agua residual?	Analizar los métodos de caracterización de los catalizadores empleados para la contribución en la biodegradación de bisfenoles en el agua residual.	Métodos de caracterización de los catalizadores (Yan Zhengyu, et al., 2017, p.6)	<ul style="list-style-type: none"> • Rayos-X (XRD) • Rayos-X (XRF) • TGA (Kiura Yuji et al., 2016, p.1)	De acuerdo a lo que se desea medir	De acuerdo al tipo de análisis
¿Cuál es el promedio de eliminación de bisfenoles en el agua residual en presencia de catalizadores?	Evaluar el promedio de eliminación de bisfenoles en el agua residual en presencia de catalizadores.	Promedio de eliminación de bisfenoles (Cavalcante Francisco T. et al., 2020, p.7).	<ul style="list-style-type: none"> • Nivel máximo • Nivel medio • Nivel mínimo (Zhu Baotong C., 2019, p.2)	De acuerdo al tiempo necesario para eliminar un porcentaje	De acuerdo al porcentaje eliminado

Fuente: Elaboración propia

3.3. Escenario de estudio

El escenario de estudio conforma el lugar en tiempo real donde se realiza los experimentos; pero al ser este estudio una revisión sistemática, se tomará como escenario a los lugares en los cuales se abordó el análisis y parte experimental de los estudios; siendo estos encontrados en los artículos científicos a utilizar; a nivel nacional e internacional y en diversos idiomas.

3.4. Participantes

Los participantes a considerar vienen a ser las fuentes como portales web, páginas institucionales y bibliotecas virtuales, de donde se obtuvo los artículos científicos que ayudaron a esclarecer la problemática planteada; dichas fuentes son páginas indizadas como: Scielo y Sciencedirect.

3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos

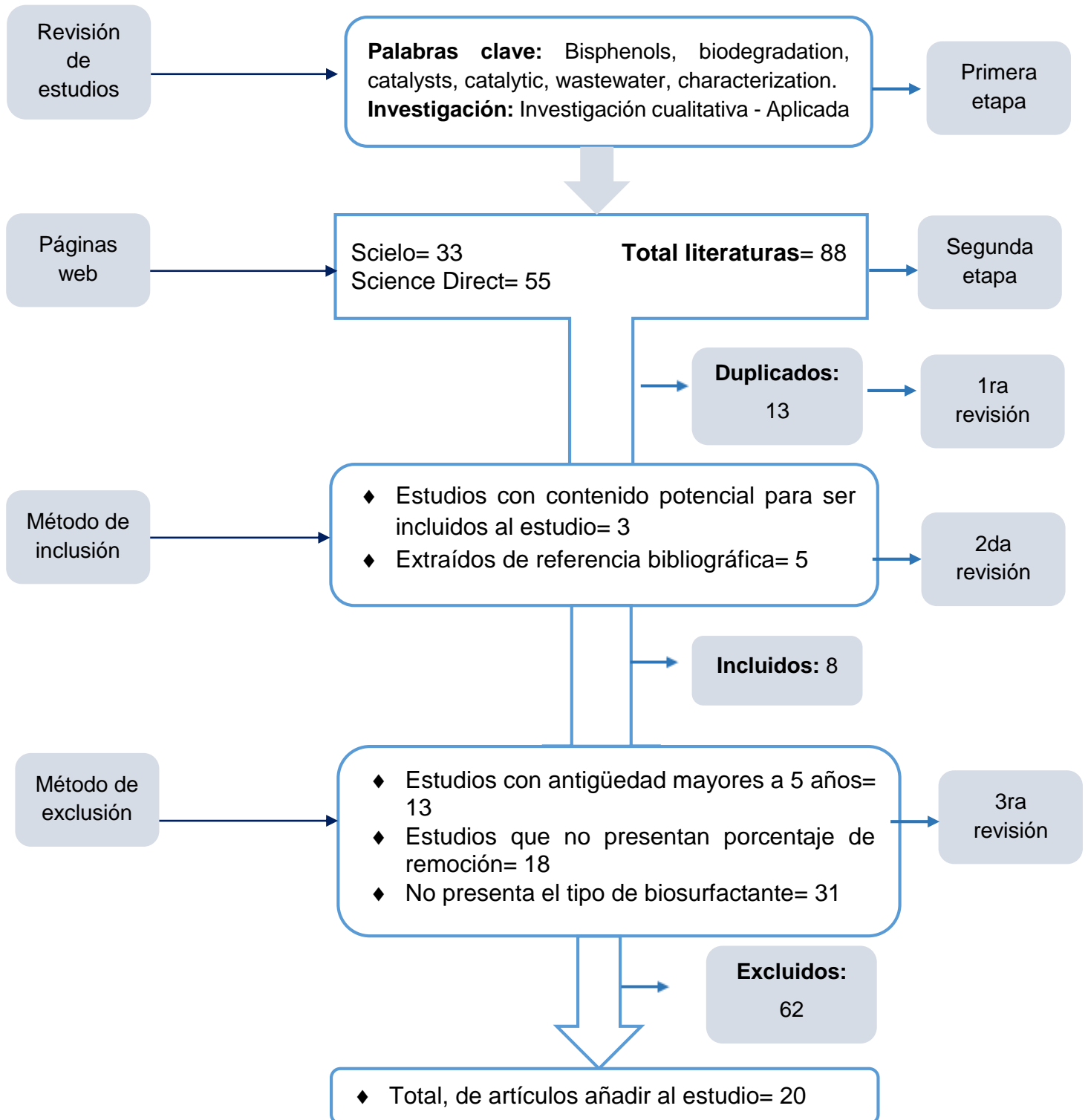
La técnica empleada en este estudio es el análisis documental, utilizando una ficha de síntesis de contenido, llamada; ficha de recolección de datos.

De acuerdo con Hernández et al., (2014, p. 415) el análisis de contenidos es una herramienta útil, especialmente en su enfoque cualitativo, para el conocimiento exhaustivo de la información existente en una fuente documental. Puede resultar imprescindible para la comprensión y la gestión de un acontecimiento social determinado, presente o pasado.

Además, para codificar y tener una búsqueda más sintetizada de los documentos se emplea la ficha de análisis; ya que, esta ficha sirve para codificar los datos de un estudio para brindar un análisis de contenido (Orellana y Sánchez, 2006, p. 207). La información extraída de los documentos y que se plasma en la ficha de análisis de contenido son: Datos de autor, publicación, Catalizadores productoras del aumento de la velocidad en la reacción química, Métodos de caracterización, porcentaje de eliminación del bisfenol y conclusiones.

3.6. Procedimientos

Gráfico N°1: Procedimiento



3.7. Rigor científico

El método científico debe ser neutral, objetivo, racional y, como resultado, debe poder aprobar o desaprobar la hipótesis. El plan de investigación debe incluir el procedimiento para obtener datos y evaluar las variables. Debe garantizar que se obtengan datos analizables. Así también, se cumplieron con 4 rigores científicos que brindan al estudio cumplir con un documento de calidad (Guba y Lincoln, 1989, pp. 241-243):

Para conseguir la dependencia se hace uso de ciertos procedimientos como la recogida de información, la aplicación de método como la triangulación, el análisis, síntesis y finalmente la interpretación de los datos. Esto es obtenido a lo largo del estudio haciendo uso de la matriz apriorística, el análisis de la información añadir al estudio y por ello la información brindada es coherente.

La credibilidad es el primer aspecto o criterio que debe establecerse y esto se debe a que la credibilidad esencialmente le pide al investigador que vincule claramente los hallazgos del estudio de investigación con la realidad para demostrar la veracidad de los hallazgos del estudio de investigación. Y es obtenido mediante la información clara de objetiva que se transmite a los lectores, evitando sesgos en la información.

La transferibilidad es el criterio que extiende los resultados de un estudio a otros contextos o grupo de personas; este criterio hace referencia a que la esencia de un estudio se puede a otro contexto ampliando y brindando mayor conocimiento de lo expuesto. Y ello se ve en toda la información utilizada para que el presente estudio se pueda aplicar por futuros investigadores a otros contextos.

La investigación cualitativa tiende a asumir que cada investigador aporta una perspectiva única al estudio. La confirmabilidad se refiere al grado en que los resultados podrían ser confirmados o corroborados por otros. Y este criterio se obtiene mediante la transparencia de las técnicas y métodos empleados en el presente estudio y los cuales pueden ser usados por otros para continuar con la investigación.

3.8. Método de análisis de información

El método utilizado en este estudio se enfoca en utilizar la matriz apriorística elaborada; el cual nos brinda las categorías y sub categorías de cada objetivo

específico; generando así unos resultados más exactos. Entre las categorías con sus respectivas sub categorías se tiene a:

Catalizadores productores del aumento de la velocidad en la reacción química:

- Lacasa
- Tirosinasa
- Peroxidasa de manganeso
- Peroxidasa de rábano

Métodos de caracterización de los catalizadores:

- Rayos-X (XRD)
- Rayos-X (XRF)
- TGA

Promedio de eliminación de bisfenoles:

- Nivel máximo
- Nivel medio
- Nivel mínimo

3.9. Aspectos éticos

El presente estudio de investigación cumplió con 2 criterios establecidos por la universidad cesar Vallejo, para contar con una investigación de calidad; siendo cumplido la normativa vigente establecida por la universidad Cesar Vallejo Filial Lima-Este según la resolución rectoral N° 0089-2019 y el debido citado de los estudios de investigación utilizados, acatando al modelo de la norma ISO 690 y 690-2.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los biocatalizadores son grupos complejos de macromoléculas que inducen una variedad de reacciones bioquímicas que afectan a las vías para degradar los contaminantes (Wentzel Lia C. et al., 2019, p.2). Y para que un catalizador sea eficiente es necesario encontrar biocatalizadores que sean resistentes a condiciones adversas como pH alcalino o ácido, alta temperatura, alta concentración de sal debido a sus aplicaciones en diversas industrias (Bilal Muhammad et al., 2019, p.1).

Debido a ello para resolver de qué manera el sistema biocatalítico contribuye en la biodegradación de bisfenoles en el agua residual, se busca definir a los catalizadores o sustancias químicas que generan mayor aumento de la velocidad en la reacción química para la biodegradación de bisfenoles en aguas residuales; teniendo como resultados la tabla 5.

Tabla 5. Catalizadores productores del aumento de la velocidad en la reacción química

<i>Autor</i>	<i>Tipo de bisfenol</i>	<i>Catalizador</i>	<i>Comportamiento del catalizador</i>
Zdarta Jakub et al., 2018	bisfenol A (BPA), bisfenol F (BPF) y bisfenol S	Catalizador lacasa	El catalizador lacasa inmovilizada mostró buena capacidad de reutilización y estabilidad de almacenamiento, reteniendo más del 80% de su actividad inicial después de 50 días de almacenamiento.
Zdarta Jakub et al., 2020	Bisfenol A	Enzima libre	La biomolécula inmovilizada retuvo alrededor del 90% de su actividad inicial después de 30 días de almacenamiento. La enzima libre pudo eliminar más del 80% del bisfenol A a un pH de 7-8 y un rango de temperatura de 15 a 35 ° C, y retuvo menos del 60% de su actividad inicial después de 30 días de almacenamiento.
Alarcón-Payán D. et al., 2017	Bisfenoles	Nano partículas enzimáticas	Diez compuestos fenólicos, incluidos pesticidas, compuestos halogenados, disruptores endocrinos y antibacterianos, fueron transformados por nanopartículas enzimáticas.
Han Juan et al., 2019	Bisfenol A	Enzimática de las nanoflores magnéticas	Las nanoflores magnéticas se aplicaron para eliminar el bisfenol A (BPA) del agua y la eficiencia de eliminación alcanzó aproximadamente el 92,1%, mientras que la actividad enzimática de las nanoflores magnéticas se logró una mejora del 183%.
Xu Shu et al., 2021	Bisfenol A	Enzimas	Se logra una eficiencia de eliminación del Bisfenol ultra al 98% bajo flujo continuo.

			Donde la membrana proporciona un microambiente confinado para la oxidación enzimática del bisfenol A.
Li Xin et al., 2020	Bisfenol	Enzimas	La membrana NF biocatalítica óptima mostró una mejora en la eliminación de BPA del 79,5% en un modo de incubación y del 92,5% en un modo de reciclaje completo. Las eficiencias de eliminación fueron ~ 240% más altas que las de la membrana LBL sin modificar y claramente comparables a otras membranas biocatalíticas informadas.
Chen Yingying et al., 2018	Bisfenol A	Células biocatalíticas con enzimas funcionales (levadura de panadería con lacasa)	Se confirmó la efectividad de las membranas biocatalíticas (BCM) en el tratamiento de contaminantes emergentes con bisfenol A. Tienen el potencial de incorporarse en los procesos de degradación de contaminantes en un promedio > 80% y separación basados en membranas.
Li Sushuang et al., 2018	Bisfenol A (BPA)	Membrana biocatalítica (lacasa-mediador)	La eliminación de BPA se mantuvo por encima del 97% durante 7 ciclos de reutilización sin pérdida detectable de mediadores. Además, las trazas de BPA en el agua se enriquecieron en la superficie de la membrana biocatalítica mediante filtración impulsada por presión, mejorando así la biodegradación del BPA por el sistema lacasa-mediador.
Bilal Muhammad et al., 2019	Bisfenol A	Enzima lacasa	El perfil de estabilidad en almacenamiento exhibió la superioridad de las perlas de quitosano inmovilizadas con lacasa que presentaban más del 90% de actividad después de conservarse durante 28 días a 4 ° C, mientras que la enzima libre mostró solo un 47,3% de actividad en las mismas condiciones.
He Lingzhi et al., 2020	Bisfenol A	Enzimas tirosinasa (TYR)	La detección sensible de BPA se logró mediante una gran actividad biocatalítica y estabilidad.
Cao Xiaotong et al., 2018	Bisfenol A	Enzima la casa	En comparación con la membrana recubierta de polidopamina simple (PDA), las membranas biocatalíticas preparadas por single dopamina (DA) / polietilenimina (PEI) y la membrana recubierta de DA / Cu se atribuyen a la transferencia de electrones mejorada con cobrelas deposiciones conjuntas mostraron comportamientos mucho mejores en términos de carga enzimática, actividad y permeabilidad, así como estabilidad de la enzima inmovilizada.
Ji Chao et al., 2016	Bisfenol A	Enzima lacasa	La degradación de microcontaminantes se llevó a cabo con una mezcla de cinco compuestos representativos (bisfenol-A (BPA), carbamazepina (CBZ),

			diclofenaco (DCF), ácido clofíbrico (CA) e ibuprofeno (IBF).
Fan Jinxin et al., 2017	Bisfenol A (BPA)	Enzima lacasa	La lacasa inmovilizada tuvo una pureza elevada del 92,2%, mientras que la permeabilidad de la membrana disminuyó debido a la adsorción de lacasa e impurezas. Gracias al transporte convectivo dominante, la carga de enzima fue alta y mucho más rápida que mediante la incubación por inmersión (5 min frente a 80 min).
Fan Jinxin et al., 2017	Bisfenol A (BPA)	Enzima lacasa inmovilizada	El valor de pH y la concentración de sal en el tampón de almacenamiento tuvieron un efecto obvio sobre la estabilidad de la lacasa inmovilizada, y la membrana biocatalítica preparada retuvo el 87% de la actividad inicial después de 20 días de almacenamiento. Al aplicar dicha membrana para la eliminación de microcontaminantes se podría obtener una alta eficiencia de eliminación de BPA (99,3%).
Barrios-Estrada C. et al., 2018	Bisfenol A	Enzima lacasa	En este estudio se logró una degradación del 100% del bisfenol A (20 mg / L) en menos de 24 h en presencia de lacasa de <i>P. sanguineus</i> (620.55 ± 14.85 U / L) y <i>T. versicolor</i> (620.55 ± 14,85 U / L). Las enzimas mostraron una actividad óptima a pH 5 y 5.4 con una tasa de degradación de 204.8 ± 1.8 y 79.0 ± 0.1 µmol / min / U para <i>P. sanguineus</i> y <i>T. versicolor</i> , respectivamente.
Xu Ran et al., 2013	Bisfenol A	Peroxidasa de rábano picante (HRP)	La actividad enzimática fue del 70% de la Peroxidasa de rábano picante (HRP) libre después de la inmovilización.
Mena Ismael F. et al., 2017	Bisfenol A	Catalizadores de Fe	En un experimento a largo plazo (100 h), el catalizador sufrió una pérdida de actividad en las primeras etapas de la corriente (≈15 h), donde se perdió aproximadamente el 20% de Fe
Li Huiyuan et al., 2016	Bisfenol A	Catalizador de óxido de hierro residual	El catalizador exhibió una mayor actividad catalítica.
Piao Mingyue et al., 2019	Bisfenol A	Lacasa	Cuando se usó lacasa estabilizada en sílice mesoporosa para la biotransformación de BPA en una reacción por lotes, se logró una mayor eficiencia que el Lac libre o adsorbido; y se pudo reutilizar tres veces sin disminución de la eficiencia de biotransformación.
Zhang Chengyu et al., 2020	Bisfenol A	Lacasa	No indica

Elaboración propia

De acuerdo a la comparación de literaturas se tiene en un 90% que la lacasa como catalizador es el más empleado y el que genera mayor reacción en la biodegradación de bisfenoles en aguas residuales. De acuerdo con Shin Dong C. et al., (2019, p.3) las enzimas más frecuentes son la ligninolíticas, lipasas y proteasas; producidos a partir de hongos filamentosos y levaduras.

Entre las enzimas lacasa tiene aplicaciones versátiles en diversas industrias y es la más efectiva para aumentar la productividad en plazos más cortos. Esto es también corroborado por Zdarta Jakub et al., 2018, Li Sushuang et al., 2018, Bilal Muhammad et al., 2019, Cao Xiaotong et al., 2018, Ji Chao et al., 2016, Fan Jinxin et al., 2017, Fan Jinxin et al., 2017, Barrios-Estrada C. et al., 2018.

Entre los bisfenoles presentes en las aguas residuales, el bisfenol A (BPA) es el más encontrado y motivo de diversos tratamientos; esto es confirmado por Zdarta Jakub et al., 2018, Zdarta Jakub et al., 2020, Han Juan et al., 2019, Xu Shu et al., 2021, Chen Yingying et al., 2018, Li Sushuang et al., 2018, Bilal Muhammad et al., 2019, He Lingzhi et al., 2020, Cao Xiaotong et al., 2018, Ji Chao et al., 2016, Fan Jinxin et al., 2017, Fan Jinxin et al., 2017, Barrios-Estrada C. et al., 2018.

Las razones por la constante presencia del bisfenol A son las vías de ingreso, ya que, pueden llegar al medio ambiente a través de una eliminación inadecuada o ineficiente durante el tratamiento de aguas residuales, lixiviados de vertederos no controlados y lixiviación de los materiales descartados a base de BPA (Bilal Muhammad I. et al., 2019, p.1).

Así también las propiedades catalíticas son únicas y hacen que estas enzimas sean candidatos biocatalíticos poderosos para biotransformar una serie de contaminantes tóxicos en entidades inofensivas (Morsi Rana et al., 2020, p.1).

Mahmoodi N. y Abdi J., (2019, p.5) señalan que el biocatalizador inmovilizado logró una alta recuperación de la actividad (75,7%), así como una mayor estabilidad térmica y de almacenamiento de incubar a 80°C durante 6 horas, mientras que la forma de la enzima se inactivó en estas condiciones. Además de la retención del 87,1% de la actividad tras 10 días de almacenamiento, la lacasa inmovilizada pudo reutilizarse durante cinco lotes repetidos (Wang et al., 2019). En conclusión, las lacasas inmovilizadas en MOFs ofrecen una ruta rentable y fácil para numerosas aplicaciones (Mahmoodi Nuyaz et al., 2020, p.5).

Apoyando lo anterior mente dicho Skoronski E. et al., (2017, p.1) afirma que el proceso de inmovilización mediante cualquier técnica aumenta el rango de pH de actividad de la enzima lacasa en comparación con la enzima libre y aumenta su temperatura de funcionamiento. Quien también lo afirma es Zhang Chengyu et al., (2020, p.2), señalando que en comparación con la lacasa libre, lacasa inmovilizada mostró una estabilidad térmica más fuerte, mejor rendimiento tolerante al ácido y reutilización.

Por otro lado, de acuerdo al segundo objetivo los catalizadores fueron caracterizados por difracción de rayos-X (XRD), fluorescencia de rayos-X (XRF), análisis gravimétrico (TGA) y desorción con temperatura programada (TPD); donde la caracterización de los catalizadores reveló diferencias estructurales y químicas entre las hidrotalcitas sustituidas y sin sustituir.

Ello es debido a que la difracción de rayos-X (XRD) brinda datos recopilados que se simulan mediante un modelo que tiene en cuenta tanto la cinética de reacción como la difusión dentro del extruido, y este análisis proporciona las herramientas necesarias para la optimización futura del grado de utilización del catalizador (Wragg David S. et al., 2021, p.1). Así también de acuerdo con Kumar Awinash y Lingfa Pradip, (2020, p.1) los catalizadores potenciales para la pirólisis termo catalítica se identificaron por XRD y el análisis elemental fue realizado por XRF.

Dewis R. et al., (2018, p.2) en su investigación, para determinar el contenido total de volátiles (pérdida por ignición) se tomaron 50 g de cada muestra de arcilla y, utilizando un horno de mufla a una temperatura de 700 C durante 1 hora, se calculó la pérdida por ignición en un 12% y un 9,8% para el caolín y la bentonita sódica, respectivamente. Las muestras de caolín y bentonita sódica se caracterizaron mediante fluorescencia de rayos X (XRF), difracción de rayos X (XRD) y espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FT-IR). Stefanidis Stylianos D. et al., (2016, p.1) complementa que la caracterización por DRX describe la influencia de la influencia de diferentes catalizadores en el mercado para clasificar el catalizador destacado para la biodegradación de contaminantes.

Para Zhu Gui et al., (2019, p.2) el análisis de caracterización por isoterma de adsorción, FTIR y AFM (microscopio de fuerza atómica) reveló la alta carga de lacasa en la proteína FLG (filagrina), basándose en la medición de las fuerzas interactivas y

los tipos de unión entre el grafeno y la lacasa, la alta carga de la enzima en el FLG se especuló con la mayor superficie del FLG y el apilamiento p-p no covalente.

Así también, en el estudio de Kumar A. y Lingfa P., (2020, p.4) los picos de absorción encontrados en $2 b (\lambda) = 12,34, 20,38, 21,27, 24,91, 35,45, 35,98, 37,75$ y $38,46$. El tamaño máximo de los cristallitos aparece en el pico de absorción de $24,91$ y la estructura cristalina triclinica y monoclinica satisface el análisis XRF y la presencia de óxidos. Los patrones de DRX de ambas muestras exploran las similitudes de sus estructuras y fases, así pues, el caolín y la bentonita sódica tienen una aplicación vital como catalizadores para mejorar el proceso de pirólisis para la transformación de residuos plásticos en productos energéticos útiles en productos energéticos útiles.

Para Chen Yingying et al., 2018 los datos del análisis elemental de las muestras de biocarbón se obtuvieron mediante XRF modelo PW2400 de Phillips, detector de centelleo con corriente de 40 mA, tensión de 40 mV y tubo de rayos X con ánodo de rodio.

Por otro lado, el promedio de eliminación de bisfenoles en el agua residual en presencia de catalizadores se muestra en la tabla 6.

Tabla 6. Promedio de eliminación de bisfenoles en aguas residuales con aplicación de enzimas

<i>Autor</i>	<i>Tipo de bisfenol</i>	<i>Resultados</i>	<i>Promedio de eliminación</i>
Zdarta Jakub et al., 2018	bisfenol A (BPA), bisfenol F (BPF) y bisfenol S	En condiciones óptimas, casi el 100% de BPA (pH 5, 30 ° C) y BPF (pH 5, 40 ° C), y más del 40% de BPS (pH 4, 30 ° C) se eliminó de la solución a una concentración de 2 mg / mL.	Nivel máximo
Zdarta Jakub et al., 2020	Bisfenol A	Eliminación mayor del 80% del bisfenol A a un pH de 7-8 y un rango de temperatura de 15 a 35 ° C.	Nivel máximo
Alarcón-Payán D. et al., 2017	Bisfenoles	Eliminación del 89% de bisfenoles.	Nivel máximo
Han Juan et al., 2019	Bisfenol A	Eficiencia de eliminación alcanzó aproximadamente el 92,1%.	Nivel máximo
Xu Shu et al., 2021	Bisfenol A	Eficiencia de eliminación del 98% bajo flujo continuo.	Nivel máximo
Li Xin et al., 2020	Bisfenol	Eficiencia de eliminación de BPA del 79,5% en un modo de incubación y del 92,5% en un modo de reciclaje completo.	Nivel máximo
Chen Yingying et al., 2018	Bisfenol A	Eficiencia de eliminación > 80%.	Nivel máximo

Li Sushuang et al., 2018	Bisfenol A (BPA)	A	La eliminación de BPA se mantuvo por encima del 97% durante 7 ciclos de reutilización sin pérdida detectable de mediadores.	Nivel máximo
Bilal Muhammad et al., 2019	Bisfenol A		Eficiencia de eliminación del 90% de actividad después de conservarse durante 28 días a 4 ° C, mientras que la enzima libre mostró solo un 47,3% de actividad en las mismas condiciones.	Nivel máximo
He Lingzhi et al., 2020	Bisfenol A		La detección sensible de BPA se logró mediante una gran actividad biocatalítica y estabilidad.	No indica
Cao Xiaotong et al., 2018	Bisfenol A		No indica	No indica
Ji Chao et al., 2016	Bisfenol A		La degradación de microcontaminantes se da en un 68%.	Nivel medio
Fan Jinxin et al., 2017	Bisfenol A (BPA)	A	La carga de enzima fue alta y mucho más rápida que mediante la incubación por inmersión (5 min frente a 80 min) obteniendo una eliminación del bisfenol en 92% y 47% respectivamente.	Nivel máximo
Fan Jinxin et al., 2017	Bisfenol A (BPA)	A	Eficiencia de eliminación de BPA (99,3%).	Nivel máximo
Barrios-Estrada C. et al., 2018	Bisfenol A		En este estudio se logró una degradación del 100% del bisfenol A (20 mg / L) en menos de 24 h en presencia de lacasa de <i>P. sanguineus</i> (620.55 ± 14.85 U / L) y <i>T. versicolor</i> (620.55 ± 14,85 U / L). Las enzimas mostraron una actividad óptima a pH 5 y 5.4 con una tasa de degradación de 204.8 ± 1.8 y 79.0 ± 0.1 µmol / min / U para <i>P. sanguineus</i> y <i>T. versicolor</i> , respectivamente.	Nivel máximo
Xu Ran et al., 2013	Bisfenol A		La enzima inmovilizada mostró una eficiencia de eliminación significativamente mayor para el bisfenol A (BPA) en 3 h (93%) en comparación con la enzima libre (61%) y la enzima sola (42%).	Nivel máximo
Mena Ismael F. et al., 2017	Bisfenol A		El mejor catalizador permitió la conversión completa de BPA (100 mg L ⁻¹) y una reducción de TOC del 60% en 3 horas de tiempo de reacción a 80 ° C.	Nivel medio
Li Huiyuan et al., 2016	Bisfenol A		Con una carga de catalizador de 2 g / L, 0,74 mmol / LH 2 O 2 y pH inicial 3, se eliminó el 90% de TOC de 0,05 mmol / L de BPA después de 180 min de reacción.	Nivel máximo
Piao Mingyue et al., 2019	Bisfenol A		Las eficiencias de biotransformación mejoraron del 53,8% al 81,0% después de 6 horas de reacción	Nivel máximo

		cuando las tasas de flujo se ajustaron entre 1,8 y 7,2 mL/min.	
Zhang Chengyu et al., 2020	Bisfenol A	Lacasa puede eliminar completamente 100 mg / L de BPA en 4 h, mientras que solo el 62,70% del BPA fue eliminado por la misma cantidad de lacasa libre.	Nivel máximo

Elaboración propia

De acuerdo a los resultados obtenidos en la tabla 6, el 90% de los autores presenta un promedio de 80 a 100% de eliminación de bisfenoles por la presencia de catalizadores; demostrado por: Zdarta Jakub et al., 2018, Zdarta Jakub et al., 2020, Alarcón-Payán D. et al., 2017, Han Juan et al., 2019, Xu Shu et al., 2021, Li Xin et al., 2020, Chen Yingying et al., 2018, Li Sushuang et al., 2018, Bilal Muhammad et al., 2019, Fan Jinxin et al., 2017, Fan Jinxin et al., 2017, Barrios-Estrada C. et al., 2018, Xu Ran et al., 2013, Li Huiyuan et al., 2016, Piao Mingyue et al., 2019 y Zhang Chengyu et al., 2020.

Por otro lado, Piao Mingyue et al., 2019 afirma que las eficiencias de biotransformación mejoraron del 53,8% al 81,0% después de 6 horas de reacción cuando las tasas de flujo se ajustaron entre 1,8 y 7,2 mL/min. De acuerdo con Mishra Bishwambhar et al., (2020, p.1) ello se debe a la eficacia en la aplicación de los biocatalizadores se da por la ayuda que brindan a la rápida degradación de varios contaminantes tóxicos, como metales pesados.

Para Xu Ran et al., 2013, la enzima inmovilizada mostró una eficiencia de eliminación significativamente mayor para el bisfenol A (BPA) en 3 h (93%) en comparación con la HRP libre (61%) y la PFM sola (42%). Esta afirmación es apoyada por Zhang Chengyu et al., 2020 señalando que lacasa puede eliminar completamente 100 mg / L de BPA en 4 h, mientras que solo el 62,70% del BPA fue eliminado por la misma cantidad de lacasa libre.

Por otro lado, Mahmoodi Niyaz et al., (2020, p.6) quien señala que el biocatalizador inmovilizado logró una alta recuperación de la actividad (75,7%), así como una mayor estabilidad térmica y de almacenamiento. Mantuvo más del 45% de la actividad original tras incubación a 80°C durante 6 horas, mientras que la forma de la enzima se inactivó en estas condiciones. Además de la retención del 87,1% de la actividad tras 10 días de almacenamiento, la lacasa inmovilizada pudo reutilizarse durante cinco lotes repetidos (Wang Xudong et al., 2019).

De igual manera Zhang Rongzheng et al., (2020, p.2) apoya lo anteriormente dicho, indicando que, por primera vez, demostraron que la combinación de lacasa con el cofactor de Cu^{2+} HKUST-1 da lugar a una actividad catalítica 1,5 veces superior a la de la forma libre de la enzima debido a la oxidación sinérgica del sustrato.

Otro estudio afirma que la lacasa inmovilizada mostró una marcada estabilidad, conservando más del 85% de su rendimiento original tras su conservación durante aproximadamente un mes (Zhao Zhanyong et al., (2019, p.1). Así también Skoronski Everton et al., (2017, p.4) mediante el nanocompuesto biocatalizador sintetizado retuvo más del 95% de su actividad inicial durante los primeros 5 ciclos y su eficiencia sigue intacta; después de 10 ciclos, la actividad relativa disminuyó gradualmente hasta el 69%.

También, para Zdarta Jakub et al., (2020, p.6) los resultados revelaron una estabilidad mucho mayor para lacasa después de la inmovilización y el 84% de la actividad máxima del nanocompuesto se conservó a 80 ° C.

Así también, para La actividad de la lacasa libre perdió más del 60% de su actividad después de 8 días de incubación, mientras que el nanocompuesto retuvo aproximadamente el 80% de su actividad máxima.

V. CONCLUSIONES

- Los catalizadores o sustancias químicas que generan mayor aumento de la velocidad en la reacción química para la biodegradación de bisfenoles en aguas residuales es la lacasa, ya que es el más empleado en un 90% de los autores y es el que genera mayor reacción en la biodegradación de bisfenoles en aguas residuales.
- Los métodos de caracterización de los catalizadores empleados para la contribución en la biodegradación de bisfenoles en el agua residual son caracterizados por difracción de rayos-X (XRD), fluorescencia de rayos-X (XRF), análisis gravimétrico (TGA) y desorción con temperatura programada (TPD); donde la caracterización de los catalizadores reveló diferencias estructurales y químicas entre las hidrotalcitas sustituidas y sin sustituir.
- El promedio de eliminación de bisfenoles en el agua residual en presencia de catalizadores está en un nivel máximo; donde los promedios de eliminación de los bisfenoles se encuentran en un rango de 80 a 100%; y la eficacia en la aplicación de los biocatalizadores se da por la ayuda que brindan a la rápida degradación de varios contaminantes tóxicos.

VI. RECOMENDACIONES

- Se recomienda realizar una optimización de las metodologías de inmovilización y biodegradación para aumentar la eliminación de bisfenoles, ya que se ha comprobado por diversos autores que la inmovilización de catalizadores aumenta su estabilidad y con ello la eficacia en eliminación de bisfenoles.
- Realizar estudios prácticos en los que se corrobore si el efecto de la temperatura, pH y la concentración influyen en la optimización de eliminación de bisfenoles y detallar los rangos de parámetros son los óptimos.
- Se recomienda realizar nuevas estrategias de ingeniería como un diseño de biorreactores para mejorar aún más la biocatálisis general y el tratamiento de eliminación de bisfenoles en aguas residuales.

BIBLIOGRAFÍA

1. ABOUSNINA, Rajab, et al. Effects of light crude oil contamination on the physical and mechanical properties of geopolymer cement mortar. *Cement and Concrete Composites*, 2018, vol. 90, p. 136-149. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2018.04.001>
2. ALARCÓN-PAYÁN, Dulce A.; KOYANI, Rina D.; VAZQUEZ-DUHALT, Rafael. Chitosan-based biocatalytic nanoparticles for pollutant removal from wastewater. *Enzyme and Microbial Technology*, 2017, vol. 100, p. 71-78. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2017.02.008>
3. BARRIOS-ESTRADA, Carlos, et al. Potentialities of active membranes with immobilized laccase for Bisphenol A degradation. *International journal of biological macromolecules*, 2018, vol. 108, p. 837-844. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2017.10.177>
4. BHATNAGAR, Amit; ANASTOPOULOS, Ioannis. Adsorptive removal of bisphenol A (BPA) from aqueous solution: a review. *Chemosphere*, 2017, vol. 168, p. 885-902. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.121>
5. BILAL, Muhammad, et al. Bio-based degradation of emerging endocrine-disrupting and dye-based pollutants using cross-linked enzyme aggregates. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, vol. 24, no 8, p. 7035-7041. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8369-y>
6. BILAL, Muhammad, et al. Horseradish peroxidase-assisted approach to decolorize and detoxify dye pollutants in a packed bed bioreactor. *Journal of environmental management*, 2016, vol. 183, p. 836-842. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.040>
7. BILAL, Muhammad, et al. Immobilization of fungal laccase on glutaraldehyde cross-linked chitosan beads and its bio-catalytic potential to degrade bisphenol A. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 2019, vol. 19, p. 101174. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101174>

8. BILAL, Muhammad, et al. Biocatalytic degradation/redefining “removal” fate of pharmaceutically active compounds and antibiotics in the aquatic environment. *Science of the Total Environment*, 2019, vol. 691, p. 1190-1211. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.224>
9. BILAL, Muhammad; IQBAL, Hafiz MN; BARCELÓ, Damiá. Mitigation of bisphenol A using an array of laccase-based robust bio-catalytic cues—a review. *Science of the Total Environment*, 2019, vol. 689, p. 160-177. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.403>
10. CAO, Xiaotong, et al. Mussel-inspired co-deposition to enhance bisphenol A removal in a bifacial enzymatic membrane reactor. *Chemical Engineering Journal*, 2018, vol. 336, p. 315-324. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.12.042>
11. CAVALCANTE, Francisco Thálysson Tavares, et al. Opportunities for improving biodiesel production via lipase catalysis. *Fuel*, 2020, p. 119577. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.119577>
12. CHA, Joon-Yung, et al. Fungal laccase-catalyzed oxidation of naturally occurring phenols for enhanced germination and salt tolerance of *Arabidopsis thaliana*: A green route for synthesizing humic-like fertilizers. *Journal of agricultural and food chemistry*, 2017, vol. 65, no 6, p. 1167-1177. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.6b04700>
13. CHANDLER, Peter G., et al. Strategies for increasing protein stability. En *Protein Nanotechnology*. Humana, New York, NY, 2020. p. 163-181. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-1-4939-9869-2_10
14. CHEN, Da, et al. Bisphenol analogues other than BPA: environmental occurrence, human exposure, and toxicity a review. *Environmental science & technology*, 2016, vol. 50, no 11, p. 5438-5453. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05387>
15. CHEN, Yingying, et al. Biocatalytic membranes prepared by inkjet printing functionalized yeast cells onto microfiltration substrates. *Journal of membrane science*, 2018, vol. 550, p. 91-100. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2017.12.045>

16. CYDZIK-KWIATKOWSKA, Agnieszka, et al. Insights into mechanisms of bisphenol A biodegradation in aerobic granular sludge. *Bioresource Technology*, 2020, vol. 315, p. 123806. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123806>
17. DEV, Atul; SRIVASTAVA, Anup Kumar; KARMAKAR, Surajit. New generation hybrid nanobiocatalysts: The catalysis redefined. En *Handbook of nanomaterials for industrial applications*. Elsevier, 2018. p. 217-231. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813351-4.00013-4>
18. DEVIOT, Marc, et al. Bisphenol A release from an orthodontic resin composite: A GC/MS and LC/MS study. *Dental Materials*, 2018, vol. 34, no 2, p. 341-354. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.dental.2017.11.018>
19. DEWI, R., et al. Characterization of technical kaolin using XRF, SEM, XRD, FTIR and its potentials as industrial raw materials. En *Journal of Physics: Conference Series*. IOP Publishing, 2018. p. 042010. Disponible en: <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1116/4/042010>
20. DIETRICH, Matz, et al. Degradation of endocrine disruptor bisphenol A by ultrasound-assisted electrochemical oxidation in water. *Ultrasonics sonochemistry*, 2017, vol. 39, p. 741-749. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2017.05.038>
21. DONG, Hao; ZENG, Xiaofang; BAI, Weidong. Solid phase extraction with high polarity Carb/PSA as composite fillers prior to UPLC-MS/MS to determine six bisphenols and alkylphenols in trace level hotpot seasoning. *Food chemistry*, 2018, vol. 258, p. 206-213. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2018.03.074>
22. Ellen. *Encyclopedia of Environmental Health (Second Edition)*. 2019, Pages 424-428. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10643-8>
23. FAN, Jinxin; LUO, Jianquan; WAN, Yinhua. Membrane chromatography for fast enzyme purification, immobilization and catalysis: A renewable biocatalytic membrane. *Journal of membrane science*, 2017, vol. 538, p. 68-76. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2017.05.053>

24. FAN, Jinxin; LUO, Jianquan; WAN, Yinhua. Aquatic micro-pollutants removal with a biocatalytic membrane prepared by metal chelating affinity membrane chromatography. *Chemical Engineering Journal*, 2017, vol. 327, p. 1011-1020. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.06.172>
25. FESSNER, Wolf-Dieter. Systems Biocatalysis: Development and engineering of cell-free “artificial metabolisms” for preparative multi-enzymatic synthesis. *New biotechnology*, 2016, vol. 32, no 6, p. 658-664. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2014.11.007>
26. FONSECA, Andrea Soares QS, et al. Effect of monomer type on the CC degree of conversion, water sorption and solubility, and color stability of model dental composites. *Dental materials*, 2017, vol. 33no 4, p. 394-401. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.dental.2017.01.010>,
27. HAN, Juan, et al. Construction of magnetic nanoflower biocatalytic system with enhanced enzymatic performance by biomineralization and its application for bisphenol A removal. *Journal of hazardous materials*, 2019, vol. 380, p. 120901. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120901>
28. HE, Lingzhi, et al. Multi-layered enzyme coating on highly conductive magnetic biochar nanoparticles for bisphenol A sensing in water. *Chemical Engineering Journal*, 2020, vol. 384, p. 123276. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123276>
29. HOFMANN, Ulrike; SCHLOSSER, Dietmar. Biochemical and physicochemical processes contributing to the removal of endocrine-disrupting chemicals and pharmaceuticals by the aquatic ascomycete *Phoma* sp. UHH 5-1-03. *Applied microbiology and biotechnology*, 2016, vol. 100, no 5, p. 2381-2399. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00253-015-7113-0>
30. HUSSAIN, Akhtar; ARIF, Syed Muhammad; ASLAM, Muhammad. Emerging renewable and sustainable energy technologies: State of the art. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2017, vol. 71, p. 12-28. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.12.033>
31. HUTCHISON, Justin M.; GUEST, Jeremy S.; ZILLES, Julie L. Evaluating the development of biocatalytic technology for the targeted removal of perchlorate

- from drinking water. *Environmental science & technology*, 2017, vol. 51, no 12, p. 7178-7186. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00831>
32. HUTCHISON, Justin M.; ZILLES, Julie L. Biocatalytic removal of perchlorate and nitrate in ion-exchange waste brine. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2018, vol. 4, no 8, p. 1181-1189. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/C8EW00178B>
33. IM, Jeongdae; LÖFFLER, Frank E. Fate of bisphenol A in terrestrial and aquatic environments. *Environmental science & technology*, 2016, vol. 50, no 16, p. 8403-8416. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00877>
34. JI, Chao; HOU, Jingwei; CHEN, Vicki. Cross-linked carbon nanotubes-based biocatalytic membranes for micro-pollutants degradation: performance, stability, and regeneration. *Journal of Membrane Science*, 2016, vol. 520, p. 869-880. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2016.08.056>
35. JIANG, Wei, et al. Influence of NOM and SS on the BPA removal via peroxidase catalyzed reactions: kinetics and pathways. *Separation and Purification Technology*, 2017, vol. 173, p. 244-249. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.09.029>
36. KIMURA, Yuji, et al. Removal of bisphenol A and its derivatives from aqueous medium through laccase-catalyzed treatment enhanced by addition of polyethylene glycol. *Environmental technology*, 2016, vol. 37, no 14, p. 1733-1744. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1130752>
37. KOUMAKI, Elena; MAMAIS, Daniel; NOUTSOPOULOS, Constantinos. Assessment of the environmental fate of endocrine disrupting chemicals in rivers. *Science of The Total Environment*, 2018, vol. 628, p. 947-958. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.110>
38. KUMAR, Awinash; LINGFA, Pradip. Sodium bentonite and kaolin clays: Comparative study on their FT-IR, XRF, and XRD. *Materials Today: Proceedings*, 2020, vol. 22, p. 737-742. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.10.037>

39. KUMAR, Kundan; CHOWDHURY, Anirban. Use of novel nanostructured photocatalysts for the environmental sustainability of wastewater treatments. 2020.
40. LI, Sushuang; LUO, Jianquan; WAN, Yinhua. Regenerable biocatalytic nanofiltration membrane for aquatic micropollutants removal. *Journal of Membrane Science*, 2018, vol. 549, p. 120-128. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2017.11.075>
41. LI, Huiyuan, et al. Mineralization of bisphenol A by photo-Fenton-like process using a waste iron oxide catalyst in a three-phase fluidized bed reactor. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 2016, vol. 53, p. 68-73. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2015.02.024>
42. LIM, Hyun Jeong, et al. Quantitative screening for endocrine-disrupting bisphenol A in consumer and household products using NanoAptamer assay. *Chemosphere*, 2018, vol. 211, p. 72-80. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.125>
43. LIU, Ze-hua; YIN, Hua; DANG, Zhi. Do estrogenic compounds in drinking water migrating from plastic pipe distribution system pose adverse effects to human? An analysis of scientific literature. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, vol. 24, no 2, p. 2126-2134. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8032-z>
44. MAHMOODI, Niyaz Mohammad; SAFFAR-DASTGERDI, Mohammad Hosein. Clean Laccase immobilized nanobiocatalysts (graphene oxide-zeolite nanocomposites): From production to detailed biocatalytic degradation of organic pollutant. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2020, vol. 268, p. 118443. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2019.118443>
45. MAHMOODI, Niyaz Mohammad; SAFFAR-DASTGERDI, Mohammad Hosein; HAYATI, Bagher. Environmentally friendly novel covalently immobilized enzyme bionanocomposite: From synthesis to the destruction of pollutant. *Composites Part B: Engineering*, 2020, vol. 184, p. 107666. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.compositesb.2019.107666>

46. MARTÍNEZ, Rubén, et al. Changes in lipid profiles induced by bisphenol A (BPA) in zebrafish eleutheroembryos during the yolk sac absorption stage. *Chemosphere*, 2020, vol. 246, p. 125704. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125704>
47. MENA, Ismael F., et al. CWPO of bisphenol A with iron catalysts supported on microporous carbons from grape seeds activation. *Chemical Engineering Journal*, 2017, vol. 318, p. 153-160. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ccej.2016.06.029>
48. MAHMOODI, Niyaz Mohammad; ABDI, Jafar. Metal-organic framework as a platform of the enzyme to prepare novel environmentally friendly nanobiocatalyst for degrading pollutant in water. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 2019, vol. 80, p. 606-613. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2019.08.036>
49. MISHRA, Bishwambhar, et al. Engineering biocatalytic material for the remediation of pollutants: A comprehensive review. *Environmental Technology & Innovation*, 2020, p. 101063. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101063>
50. MOHAMMADI, Maryam; HARJUNKOSKI, Iiro. Performance analysis of waste-to-energy technologies for sustainable energy generation in integrated supply chains. *Computers & Chemical Engineering*, 2020, vol. 140, p. 106905. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2020.106905>
51. MONTEIRO, Alessandra Amaral, et al. Effect of adhesive-monomers and photoinitiator on C=C conversion and color stability of model self-adhesive flowable composites. *International Journal of Adhesion and Adhesives*, 2018, vol. 87, p. 119-123. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ijadhadh.2018.09.012>
52. MORSI, Rana, et al. Laccases and peroxidases: the smart, greener and futuristic biocatalytic tools to mitigate recalcitrant emerging pollutants. *Science of The Total Environment*, 2020, vol. 714, p. 136572. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136572>

53. MULLAINADHAN, Vigneswari; VISWANATHAN, Mangala Priya; KARUNDEVI, Balasubramanian. Effect of Bisphenol-A (BPA) on insulin signal transduction and GLUT4 translocation in gastrocnemius muscle of adult male albino rat. *The international journal of biochemistry & cell biology*, 2017, vol. 90, p. 38-47. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biocel.2017.07.015>
54. NORMAN, Małgorzata, et al. Anthocyanin dye conjugated with *Hippospongia communis* marine demosponge skeleton and its antiradical activity. *Dyes and Pigments*, 2016, vol. 134, p. 541-552. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2016.08.019>
55. OZAYDIN, T., et al. Effects of bisphenol A on antioxidant system and lipid profile in rats. *Biotechnic & Histochemistry*, 2018, vol. 93, no 4, p. 231-238. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/10520295.2017.1420821>
56. PAHIGIAN, Jamie M.; ZUO, Yuegang. Occurrence, endocrine-related bioeffects and fate of bisphenol A chemical degradation intermediates and impurities: a review. *Chemosphere*, 2018, vol. 207, p. 469-480. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.117>
57. PARK, Jae-Hong, et al. Risk assessment based on urinary bisphenol A levels in the general Korean population. *Environmental research*, 2016, vol. 150, p. 606-615. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.03.024>
58. PHUNGSAL, Phanwatt, et al. Molecular characterization of low molecular weight dissolved organic matter in water reclamation processes using Orbitrap mass spectrometry. *Water research*, 2016, vol. 100, p. 526-536. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.047>
59. PIAO, Mingyue, et al. High efficiency biotransformation of bisphenol A in a fluidized bed reactor using stabilized laccase in porous silica. *Enzyme and microbial technology*, 2019, vol. 126, p. 1-8. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2019.03.006>
60. PIOTROWSKA-SEGET, Zofia, et al. Bisphenols: Application, occurrence, safety, and biodegradation mediated by bacterial communities in wastewater treatment plants and rivers. *Chemosphere*, 2018. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.179>

61. POLYDOROU, Olga, et al. Detection of Bisphenol A in dental wastewater after grinding of dental resin composites. *Dental Materials*, 2020, vol. 36, no 8, p. 1009-1018. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.dental.2020.04.025>
62. QUITON, Khyle Glainmer N.; LU, Ming-Chun; HUANG, Yao-Hui. Synthesis and catalytic utilization of bimetallic systems for wastewater remediation: A review. *Chemosphere*, 2020, p. 128371. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128371>
63. Roark, A. M. (2020). Endocrine Disruptors and Marine Systems. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-409548-9.12426-1>
64. RUSSO, Giacomo, et al. Occurrence of Bisphenol A and its analogues in some foodstuff marketed in Europe. *Food and Chemical Toxicology*, 2019, vol. 131, p. 110575. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.fct.2019.110575>
65. SHAFEI, Ayman, et al. The molecular mechanisms of action of the endocrine disrupting chemical bisphenol A in the development of cancer. *Gene*, 2018, vol. 647, p. 235-243. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.gene.2018.01.016>
66. SHIN, Dong-chul; KIM, Ji-suk; PARK, Chul-hwi. Study on physical and chemical characteristics of microorganism immobilized media for advanced wastewater treatment. *Journal of Water Process Engineering*, 2019, vol. 29, p. 100784. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100784>
67. SKORONSKI, Everton, et al. Immobilization of laccase from *Aspergillus oryzae* on graphene nanosheets. *International journal of biological macromolecules*, 2017, vol. 99, p. 121-127. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2017.02.076>
68. STEFANIDIS, Stylianos D., et al. Natural magnesium oxide (MgO) catalysts: a cost-effective sustainable alternative to acid zeolites for the in situ upgrading of biomass fast pyrolysis oil. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2016, vol. 196, p. 155-173. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2016.05.031>
69. SIVASHANMUGAM, Preethi; MULLAINADHAN, Vigneswari; KARUNDEVI, Balasubramanian. Dose-dependent effect of Bisphenol-A on insulin signaling

molecules in cardiac muscle of adult male rat. *Chemico-biological interactions*, 2017, vol. 266, p. 10-16. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cbi.2017.01.022>

70. SU, Chao, et al. Endocrine disrupting compounds, pharmaceuticals and personal care products in the aquatic environment of China: which chemicals are the prioritized ones? *Science of The Total Environment*, 2020, vol. 720, p. 137652. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137652>
71. SUN, Weiling, et al. Effects of natural minerals on the adsorption of 17 β -estradiol and bisphenol A on graphene oxide and reduced graphene oxide. *Environmental Science: Nano*, 2017, vol. 4, no 6, p. 1377-1388. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/C7EN00295E>
72. THAYER, Kristina A., et al. Bisphenol A, Bisphenol S, and 4-Hydroxyphenyl 4-Isopropoxyphenyl sulfone (BPSIP) in Urine and Blood of Cashiers. *Environmental health perspectives*, 2016, vol. 124, no 4, p. 437-444. Disponible en: <https://doi.org/10.1289/ehp.1409427>
73. TOM, Rijo Jackson; SANKARANARAYANAN, Suresh; RODRIGUES, Joel JPC. Smart energy management and demand reduction by consumers and utilities in an IoT-fog-based power distribution system. *IEEE Internet of Things journal*, 2019, vol. 6, no 5, p. 7386-7394. Disponible en: <https://doi.org/10.1109/JIOT.2019.2894326>
74. TONER, Frank, et al. In vitro percutaneous absorption and metabolism of Bisphenol A (BPA) through fresh human skin. *Toxicology in Vitro*, 2018, vol. 47, p. 147-155. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.tiv.2017.11.002>
75. TORRES, Carmen M., et al. Urban wastewater reclamation for industrial reuse: An LCA case study. 2016. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.209>
76. WANG, Chi-Hwa, et al. Sustainable energy technologies for energy saving and carbon emission reduction. *Applied Energy*, 2017, vol. 194, p. 223-224.
77. WANG, Xudong, et al. The study of titanium dioxide modification by glutaraldehyde and its application of immobilized penicillin acylase. *Colloids*

- and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 2019, vol. 560, p. 298-305. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2018.10.001>
78. WANG, Yifei, et al. Efficient removal of bisphenol-A from water and wastewater by Fe₂O₃-modified graphene oxide. Chemosphere, 2021, vol. 263, p. 127563. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127563>
79. WANG, Yifei, et al. Influence of CNT-rGO composite structures on their permeability and selectivity for membrane water treatment. Journal of Membrane Science, 2018, vol. 551, p. 326-332. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2018.01.031>
80. WENTZEL, Lia Costa Pinto, et al. Fungi from admiralty bay (King George Island, Antarctica) soils and marine sediments. Microbial ecology, 2019, vol. 77, no 1, p. 12-24. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00248-018-1217-x>
81. WILK, Barbara K., et al. Landfill leachates and wastewater of maritime origin as possible sources of endocrine disruptors in municipal wastewater. Environmental Science and Pollution Research, 2019, vol. 26, no 25, p. 25690-25701. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05566-4>
82. WRAGG, David S., et al. Mapping the coke formation within a zeolite catalyst extrudate in space and time by operando computed X-ray diffraction tomography. Journal of Catalysis, 2021, vol. 401, p. 1-6. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jcat.2021.07.001>
83. XU, Shu, et al. Biocatalytic metal-organic framework membrane towards efficient aquatic micropollutants removal. Chemical Engineering Journal, 2021, p. 131861. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131861>
84. XU, Ran, et al. Immobilization of horseradish peroxidase on electrospun microfibrillar membranes for biodegradation and adsorption of bisphenol A. Bioresource technology, 2013, vol. 149, p. 111-116. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.09.030>
85. YAN, Zhengyu, et al. Bisphenol analogues in surface water and sediment from the shallow Chinese freshwater lakes: occurrence, distribution, source apportionment, and ecological and human health risk. Chemosphere, 2017,

vol. 184, p. 318-328. Disponible en:
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.010>

86. YUAN, Su-fen, et al. Simultaneous determination of estrogenic odorant alkylphenols, chlorophenols, and their derivatives in water using online headspace solid phase microextraction coupled with gas chromatography-mass spectrometry. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, vol. 23, no 19, p. 19116-19125. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7107-1>
87. ZDARTA, Jakub, et al. The effect of operational parameters on the biodegradation of bisphenols by *Trametes versicolor* laccase immobilized on *Hippospongia communis* spongin scaffolds. *Science of the Total Environment*, 2018, vol. 615, p. 784-795. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.213>
88. ZDARTA, Jakub, et al. A promising laccase immobilization using electrospun materials for biocatalytic degradation of tetracycline: Effect of process conditions and catalytic pathways. *Catalysis Today*, 2020, vol. 348, p. 127-136. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2019.08.042>
89. ZHANG, Chengyu, et al. Construction of luffa sponge-based magnetic carbon nanocarriers for laccase immobilization and its application in the removal of bisphenol A. *Bioresource technology*, 2020, vol. 305, p. 123085. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123085>
90. ZHANG, Rongzheng, et al. Improving laccase activity and stability by HKUST-1 with cofactor via one-pot encapsulation and its application for degradation of bisphenol A. *Journal of hazardous materials*, 2020, vol. 383, p. 121130. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121130>
91. ZHAO, Zhanyong, et al. AlSi10Mg alloy nanocomposites reinforced with aluminum-coated graphene: Selective laser melting, interfacial microstructure and property analysis. *Journal of Alloys and Compounds*, 2019, vol. 792, p. 203-214. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2019.04.007>
92. ZHU, Baotong; CHEN, Yingying; WEI, Na. Engineering biocatalytic and biosorptive materials for environmental applications. *Trends in biotechnology*,

2019, vol. 37, no 6, p. 661-676. Disponible en:
<https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2018.11.005>

93. ZHU, Guiyu, et al. Poly (vinyl butyral)/graphene oxide/poly (methylhydrosiloxane) nanocomposite coating for improved aluminum alloy anticorrosion. Polymer, 2019, vol. 172, p. 415-422. Disponible en:
<https://doi.org/10.1016/j.polymer.2019.03.056>

Anexo 1: Ficha de análisis de contenido

 UCV UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO	FICHA DE ANÁLISIS DE CONTENIDO
--	---------------------------------------

TITULO:

DATOS DEL AUTOR: NOMBRE(S)		
PAGINAS UTILIZADAS	AÑO DE PUBLICACION	LUGAR DE PUBLICACION

TIPO DE INVESTIGACION:

CÓDIGO:	
PALABRAS CLAVES :	
TÉCNICA DE CARACTERIZACIÓN:	<ul style="list-style-type: none">• Rayos-X (XRD)• Rayos-X (XRF)• TGA
TIPOS DE CATALIZADORES	
PROMEDIOS DE ELIMINACIÓN	
RESULTADOS :	
CONCLUSIONES:	

Elaboración propia