



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Sistemas de biofiltración basados en biocarbón para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos presentes en las aguas pluviales: Revisión sistemática

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

Ingeniera Ambiental

AUTORES:

Bolaños Bustos, Nikole Jesús ([orcid.org/ 0000-0002-2301-3424](https://orcid.org/0000-0002-2301-3424))

Paz Molina, Belén Andrea ([orcid.org/ 0000-0002-0034-1265](https://orcid.org/0000-0002-0034-1265))

ASESOR:

Mgtr. Reyna Mandujano, Samuel Carlos ([orcid.org/ 0000-0002-0750-2877](https://orcid.org/0000-0002-0750-2877))

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Tratamiento y Gestión de los Residuos

LÍNEA DE RESPONSABILIDAD SOCIAL UNIVERSITARIA:

Desarrollo sostenible y adaptación al cambio climático

LIMA – PERÚ

2022

Dedicatoria

Esta tesis dedicamos a nuestras familias, quienes han estado presente durante cada etapa de nuestras vidas, primordialmente, a nuestros padres que siempre estuvieron ahí, educándonos y forjándonos a ser las personas que somos en la actualidad, sobre todo para apoyarnos y alentarnos para poder llegar a esta fase de nuestros estudios, nunca dejaron que nos rindiéramos.

Agradecimientos

Agradecemos a Dios por permitirnos llegar a esta fase en nuestras vidas y por hacernos vivir esta gran experiencia, a nuestros padres por brindarnos siempre su apoyo incondicional y gracias al esfuerzo que hicieron para que nosotras lleguemos a ser grandes profesionales, gracias a la universidad y docentes que estuvieron en este proceso de formación, gracias a cada persona que estuvo presente en esta etapa de nuestras vidas

Índice de contenido

Carátula.....	i
Dedicatoria	ii
Agradecimiento	iii
Índice de contenido	iv
Índice de tablas	v
Índice de gráficos y figuras.....	vi
Resumen.....	vii
Abstract	viii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO.....	4
III. METODOLOGÍA.....	15
3.1. Tipo y diseño de investigación	15
3.2. Categoría, subcategoría y matriz de categorización	15
3.3. Escenario de estudio.....	17
3.4. Participantes	17
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos.....	17
3.6. Procedimiento	18
3.7. Rigor científico	19
3.8. Método de análisis de información	19
3.9. Aspectos éticos	20
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	21
V. CONCLUSIONES.....	30
VI. RECOMENDACIONES.....	31
REFERENCIAS	
ANEXOS	

Índice de tablas

<i>Tabla 1. Origen principal de los contaminantes que se encuentran en varias fuentes de aguas pluviales</i>	10
<i>Tabla 2. Matriz de categorización apriorística</i>	16
<i>Tabla 3. Características fisicoquímicas del biocarbón</i>	21
<i>Tabla 4. Contaminantes más tratados por el sistema de biofiltración basado en biocarbón</i>	23
<i>Tabla 5. Rendimiento de eliminación</i>	26

Índice de gráficos

Gráfico 1. Procedimiento de selección de artículos al estudio -----18

Índice de figuras

Figura 1. Esquema de los procesos contaminantes -----11

Figura 2. Variación de las propiedades del biocarbón con los cambios del proceso térmico y las condiciones utilizadas para la producción y las características de la materia prima -----13

Resumen

El objetivo del presente trabajo consiste en analizar cuáles son los puntos relevantes del sistema de biofiltración basados en biocarbón para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos presentes en las aguas pluviales; por lo cual se aplicó una metodología con enfoque cualitativo, de tipo aplicada con un diseño sistemático. Mediante el uso del análisis documental como técnica de estudio se recopilaron 90 estudios de los cuales quedaron seleccionados 25.

Las características fisicoquímicas del biocarbón están influidas por factores como las condiciones del proceso y las características del material de alimentación. El contaminante más tratado son los nutrientes de aguas pluviales, los metales pesados y contaminantes orgánicos; donde los nutrientes de aguas pluviales como N y P (nitrógeno total y fósforo total), son los más encontrados y estudiados para su eliminación. El rendimiento de eliminación para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos presentes en las aguas pluviales es alta para los nutrientes de las aguas pluviales como es el caso del N total y para los contaminantes orgánicos, donde los porcentajes en su mayoría son del 50 al 100%, pero en menor porcentaje se encuentran con iones metálicos, quienes presentan un promedio bajo de eliminación.

Palabras clave: biofiltración, biochar, microorganismos, agua.

Abstract

The objective of this work is to analyze the relevant points of the biofiltration system based on biochar for the elimination of chemical and microbial pollutants present in rainwater; therefore, a methodology with a qualitative approach was applied with a systematic design. Using documentary analysis as a study technique, 90 studies were compiled, of which 25 were selected.

The physicochemical characteristics of biochar are influenced by factors such as the process conditions and the characteristics of the feed material. The most treated pollutant are stormwater nutrients, heavy metals and organic pollutants; where stormwater nutrients such as N and P (total nitrogen and total phosphorus), are the most encountered and studied for removal. The removal performance for the elimination of chemical and microbial pollutants present in stormwater is high for stormwater nutrients such as total N and for organic pollutants, where the percentages are mostly 50 to 100%, but lower percentages are found with metal ions, which have a low average removal rate.

Key words: biofiltration, biochar, microorganisms, water.

I. INTRODUCCIÓN

El crecimiento demográfico, la rápida urbanización y el cambio climático han puesto a prueba nuestros recursos hídricos tradicionales y han degradado el medio ambiente (Yang F. et al., 2022, p.3). Donde el impacto del desarrollo urbano en el sistema hidrológico natural ha acuñado el término "síndrome de los arroyos urbanos" para describir los complejos problemas relacionados con el cambio en la cobertura del suelo y el flujo de los arroyos (Jiang S. et al., 2016, p.2).

Debido a que la vegetación urbana se considera generalmente como una herramienta clave para modificar el balance energético urbano a través de una mayor evapotranspiración (ET) (Guan M. et al., 2016, p.2). Dado que la vegetación es más efectiva cuando está saludable, las estrategias de recolección y retención de aguas pluviales (como el diseño urbano sensible al agua) podrían usarse para apoyar la vegetación y promover la ET (Reyneke B. et al., 2020, p.3).

Pero el rápido crecimiento poblacional y urbanización han provocado una escasa protección del medio ambiente, siendo así que los problemas con el medio ambiente del agua en los países en desarrollo son cada vez más graves (Yang Y. y Chui T., 2018, p.2). Ante ello, el agua de lluvia, que suele ser una fuente de contaminantes no puntuales, causa problemas graves (Li Guohao et al., 2021, p.3).

Siendo que, las aguas pluviales suelen contener niveles elevados de diversos contaminantes químicos y microbianos, que tienen efectos adversos en los ecosistemas acuáticos receptores y en la salud pública (Nguyen Thu T. et al., 2019, p.2). Además, las aguas pluviales suelen ser una fuente de contaminantes no puntuales que causan problemas especialmente graves para el control de la escorrentía de las aguas pluviales y la contaminación de las mismas (Shrestha P. et al., 2018, p.4).

En consecuencia, se ha prestado cada vez más atención al desarrollo de tecnologías innovadoras como los sistemas de biorretención (también denominados biofiltros y jardines de lluvia) para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos de la escorrentía urbana antes de su vertido en las masas de agua superficiales (Goh H. et al., 2019, p.1).

Por ejemplo; destacados son el diseño urbano sensible al agua en Australia, la ciudad esponja en China, el sistema de drenaje urbano sostenible en el Reino Unido, así como el desarrollo de bajo impacto (LID), la infraestructura verde y las mejores prácticas de gestión (BMP) en los Estados Unidos (Kuller M et al., 2018, p.1).

Ante ello, el sistema de biofiltración de aguas pluviales (SBS) es una tecnología popular para mitigar los efectos negativos de la urbanización en los procesos hidrológicos y la calidad del agua en las zonas urbanas (Leng L. et al., 2020, p.2). Sin embargo, se sabe poco sobre el rendimiento a largo plazo de SBS en condiciones de campo reales. Por tal motivo el presente trabajo de investigación plantea el siguiente problema de estudio: ¿Cuáles son los puntos relevantes del sistema de biofiltración basados en biocarbón para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos presentes en las aguas pluviales?

Así mismo se plantearon los siguientes problemas específicos:

PE1: ¿Cuáles son las características fisicoquímicas del biocarbón producido a partir de diferentes tipos de materias primas para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos presentes en las aguas pluviales?

PE2: ¿Cuál es el contaminante más tratados por el sistema de biofiltración basado en biocarbón presente en las aguas pluviales?

PE3: ¿Cuál es el rendimiento de eliminación presentado aplicando sistemas de biofiltración basados en biocarbón para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos presentes en las aguas pluviales?

Mientras que el objetivo del estudio es: Analizar cuáles son los puntos relevantes del sistema de biofiltración basados en biocarbón para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos presentes en las aguas pluviales.

Y como objetivos específicos se tiene:

OE1: Determinar las características fisicoquímicas del biocarbón producido a partir de diferentes tipos de materias primas para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos presentes en las aguas pluvia

OE2: Identificar el contaminante más tratados por el sistema de biofiltración basado en biocarbón presente en las aguas pluviales

OE3: Determinar el rendimiento de eliminación presentado aplicando sistemas de biofiltración basados en biocarbón para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos presentes en las aguas pluviales

El presente trabajo de investigación presenta los resultados de una revisión de la literatura científica sobre el rendimiento de sistemas de biofiltración basados en biocarbón. Por lo cual presenta una justificación teórica; siendo enfocado en los futuros investigadores, con el fin de que implementen la simulación y la investigación basada en modelos SBS piloto y a gran escala.

II. MARCO TEÓRICO

Mancinello E. et al., (2018); realizó pruebas de percolación de flujo ascendente con corteza de pino (PB) y biochars de PB (BCPB) para evaluar los cambios en las concentraciones de carbono orgánico disuelto (DOC) y nitrógeno total disuelto (TDN) que varían con las temperaturas de pirólisis (es decir, 300, 450 y 700 °C) y tipos de USWR (es decir, USWR de techo y camino). La temperatura de pirólisis más adecuada para limitar la lixiviación de DOC de BCPB depende de los tipos de USWR. Para todas las temperaturas de pirólisis adoptadas, BCPB liberó una cantidad acumulada de DOC de hasta el 0,01 % del contenido de TC en las pruebas de percolación de flujo ascendente con la vía USWR. El BCPB a alta temperatura (es decir, 700 °C) liberó una cantidad acumulada más baja de DOC (hasta un 0,02 % del contenido de TC) en comparación con el de baja temperatura (< 450 °C) BCPB en el techo Pruebas de percolación de flujo ascendente de USWR. En cuanto a la eficacia de BCPB en el secuestro de carbono, la cantidad de carbono que no se retiene en BCPB debido a la lixiviación (DOC menos del 0,1% del contenido de TC) puede considerarse insignificante.

Sun Y. et al., (2020); en su estudio investigó la eficiencia del compost de desechos de alimentos y el biocarbón de desechos de madera para la eliminación de metales de la escorrentía de aguas pluviales sintéticas bajo un flujo intermitente y la presencia conjunta de coloides. A lo largo de la infiltración intermitente de 84 volúmenes de poros de aguas pluviales, las columnas enmendadas con compost y biocarbón eliminaron más del 50-70 % de los metales afluentes, mientras que la arena recubierta de óxido de hierro fue mucho menos efectiva. Solo una pequeña porción de metales adsorbidos en el compost (< 0. 74%) se reactivó durante el drenaje de tuberías urbanas que no fluyen con frecuencia, debido a la abundancia de grupos funcionales que contienen oxígeno en el compost. En comparación, la caolinita coexistente mejoró la eliminación de metales por biocarbón debido a la abundancia de sitios activos, mientras que el ácido húmico coexistente facilitó la movilización a través de la complejación metal-humato. Donde, los resultados sugieren que tanto el compost derivado de desechos como el biocarbón muestran un potencial prometedor para la recolección de aguas pluviales, mientras que se espera que el biocarbón sea más recalcitrante y deseable en los sistemas de biorretención a escala de campo.

Boni M. et al., (2020); en su artículo, el biocarbón RE- CHAR®, producido por un proceso de pirólisis de biomasa de madera, que generalmente se aplica como fertilizante del suelo, se investigó para un uso novedoso, que era como adsorbente para remediar una solución contaminada con plomo. En primer lugar, se llevó a cabo una profunda caracterización física y química del biocarbón RE- CHAR®. Luego, se determinó la capacidad de adsorción de plomo de soluciones de 50 a 100 mg/L en condiciones de flujo discontinuo y continuo. La cinética del proceso de adsorción por lotes fue muy rápida y se logró la eliminación completa dentro de un tiempo de contacto de 4 h en ambas concentraciones de Pb, usando una dosis de biocarbón de 5 g/L. Estos datos se ajustaron mejor con el modelo de pseudo segundo orden, con la tasa constante y la capacidad de equilibrio igual a $k_s = 0,0091$ g/min y $q_e = 9,9957$ mg/g a 50 mg/L Pb y $k_s = 0,0128$ g/min y $q_e = 20,1462$ mg/g a 100 mg/L Pb, respectivamente. El modelo de isoterma de Langmuir se ajustó mejor a los datos de equilibrio en ambas concentraciones de Pb, con la constante de Langmuir y la capacidad de adsorción máxima igual a $b = 11,5804$ L/mg y $q_{\text{máx}} = 4,6116$ mg/g a 50 mg/L Pb y $b = 2,8933$ L/mg y $q_{\text{máx}} = 9,5895$ mg/g a 100 mg/L Pb. Las pruebas de columna de flujo continuo mostraron que la adición de biocarbón al suelo del lecho adsorbente prolongó significativamente los tiempos de ruptura y agotamiento, con respecto a la columna llena solo con suelo.

Ashoori N. et al., (2019); en su estudio probó la eliminación de nutrientes, metales y trazas de contaminantes orgánicos de un sistema CTR a escala piloto en el laboratorio utilizando biorreactores de astillas de madera modificadas con biocarbón después de ocho meses de envejecimiento en condiciones de campo con exposición a aguas pluviales reales. Las columnas replicadas con astillas de madera y biocarbón (33 % en peso), astillas de madera y paja, o solo astillas de madera se operaron con caudal saturado durante ocho meses usando agua de una cuenca que drenaba un área urbana que consiste en viviendas residenciales y parques en Sonoma, California. Después del envejecimiento, las columnas se desafiaron durante cinco meses mediante exposición continua a agua pluvial sintética modificada con $50 \mu\text{g L}^{-1}$ de seis contaminantes orgánicos traza (es decir, fipronil, diurón, 1H-benzotriazol, atrazina, 2,4-D y TCEP) y cinco metales (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) detectados con frecuencia en aguas pluviales para replicar el funcionamiento de la unidad de tratamiento de un sistema CTR. A lo largo del experimento de envejecimiento de ocho meses y desafío de cinco meses, las concentraciones de nitrato estuvieron por debajo

del límite de detección después del tratamiento (es decir, <0,05 mg NL- 1). Las eficiencias de remoción de metales en todos los tratamientos fueron >80% para Ni, Cu, Cd y Pb. Para Zn, se produjo una eliminación de alrededor del 50 % en los sistemas de biocarbón con astillas de madera, mientras que los otros sistemas lograron una eliminación de alrededor del 20 %. No se observó ningún avance de los compuestos orgánicos traza en ninguna de las columnas que contenían biocarbón. Las columnas de astillas de madera sin biocarbón eliminaron aproximadamente el 99 % de la atrazina entrante y el 90 % del fipronil entrante, pero mostraron un avance relativamente rápido de TCEP, 2,4-D, 1H-benzotriazol y diurón.

Shimabuku K. et al., (2016); en su estudio examinó la sorción del antibiótico humano y veterinario sulfametoxazol (SMX) en concentraciones ambientalmente relevantes desde agua limpia de laboratorio, aguas superficiales, aguas pluviales y efluentes de aguas residuales hasta madera y biocarbón derivado de lodos de aguas residuales producido bajo una amplia gama de condiciones. La sorción de SMX por carbón activado en polvo comercial (PAC) también se cuantificó como punto de referencia. El biocarbón a base de madera producido alrededor de 850 °C se comportó de manera similar al PAC. La capacidad de sorción de biocarbón aumentó con un área de superficie de hasta ~400 m²/gramo. Sin embargo, un aumento adicional en el área superficial no se correspondió con un aumento en la capacidad de sorción. Las proporciones de sorbente H:C se correlacionaron con la absorción de SMX por PAC y biocarbón a base de madera, pero no para los biocarbón a base de lodo. Esto posiblemente se deba a una influencia indirecta del alto contenido de cenizas en los biocharres a base de lodos, ya que la fracción de cenizas aislada exhibió una capacidad de sorción SMX insignificante. La presencia de materia orgánica disuelta (DOM) en las aguas naturales y antropogénicas ensució la mayoría de los sorbentes (es decir, disminuyó la absorción de SMX). Los biocarbón a base de lodos experimentaron menos incrustaciones de DOM en relación con el biocarbón a base de madera, particularmente en el efluente de aguas residuales.

Afroz A. y Boehm A., (2016); en su estudio investiga el papel de la biopelícula en el rendimiento de eliminación de contaminantes microbianos de los biofiltros de aguas pluviales. Se formaron biopelículas de *Pseudomonas aeruginosa* en columnas rellenas de arena modificada con biocarbón y arena a escala de laboratorio, que luego se desafiaron con *Escherichia coli* aguas pluviales sintéticas cargadas que contienen

materia orgánica natural. Los resultados sugieren que la presencia de biofilm influye en la eliminación de *E. coli*. Sin embargo, la naturaleza de la influencia depende del área superficial específica y la hidrofobicidad relativa del medio filtrante. La distribución de las bacterias adheridas dentro de las columnas indica que la eliminación por el medio filtrante varía a lo largo de la columna: la entrada fue la principal zona de eliminación independientemente de las condiciones experimentales. Los hallazgos de esta investigación informan el diseño de biofiltros a escala de campo para un desempeño mejor y consistente en la eliminación de contaminantes microbianos de las aguas pluviales urbanas.

Tian J. et al., (2016); evaluó la viabilidad de usar biocarbón como medio filtrante en las instalaciones de tratamiento de aguas pluviales con un enfoque en la retención de amonio. Se realizaron extracciones por lotes sucesivas y experimentos de sorción de amonio por lotes tanto en agua desionizada (DI) como en aguas pluviales artificiales utilizando biochar de lecho avícola (PL) y madera dura (HW) pirolizados a 400 °C y 500 °C. No se lixivió nitrógeno medible de los biocarbón HW excepto 0,07 µmol/g de org-N del biocarbón HW a 400 °C. El biocarbón PL pirolizado a 400 °C lixivió de 120 a 127 µmol/g de nitrógeno, pero solo de 7,1 a 8,6 µmol/g de nitrógeno cuando se pirolizó a 500 °C y la sorción de amonio fue significativa para todos los biocarbón. A una concentración típica de amonio de 2 mg/L en aguas pluviales, la sorción máxima fue de 150 mg/kg para el biocarbón PL pirolizado a 400 °C. La capacidad de intercambio de cationes fue el principal mecanismo que controló la sorción de amonio y mejoró con la pirólisis a 400 °C, mientras que el área de superficie BET mejoró con la pirólisis a 500 °C. Las propiedades óptimas (área de superficie BET, CIC, etc.) del biocarbón como sorbente no son fijos, sino que dependen del contaminante objetivo. Los experimentos de la columna de infiltración de aguas pluviales en arena con un 10 % de biocarbón eliminaron más del 90 % del amonio con una concentración de amonio afluente de 2 mg/L, en comparación con la eliminación de solo el 1,7 % en una columna solo de arena, lo que indica que las limitaciones cinéticas de la sorción fueron menores para la tormenta condiciones estudiadas.

Alam M. et al., (2020); en su estudio, *Eucalyptus wandoo* (EW) biocarbón y lodo de alumbre y su mezcla se utilizan en lotes para eliminar los nutrientes (amonio-nitrógeno (NH₃-N), nitrato-nitrógeno (NO₃-N), nitrito-nitrógeno (NO₂-N) y fosfato-fósforo (PO₄-P)) de aguas pluviales sintéticas. En primer lugar, se realizaron pruebas por

lotes utilizando biocarbón y lodo de alumbre por separado con concentraciones variables (0,5–5 mg/L); dosificación (2–10 g); pH (4–9); y tiempo de contacto (0-24 h). Los resultados revelaron que el biocarbón EW solo podía eliminar el 100 % de $\text{NO}_2\text{-N}$ y $\text{NH}_3\text{-N}$, mientras que el lodo de alumbre solo podía eliminar el 100 % de $\text{PO}_4\text{-P}$. Las siguientes pruebas de lotes se llevaron a cabo con la mezcla de biocarbón EW y lodo de alumbre de diferentes proporciones y los resultados revelaron que la mezcla de 8 g de biocarbón y 2 g de lodo de alumbre dio la mejor combinación para eliminar todos los nutrientes ($\text{NH}_3\text{-N} = 98,2\%$; $\text{NO}_2\text{-N} = 99,4\%$; $\text{PO}_4\text{-P} = 99,8\%$) excepto $\text{NO}_3\text{-N}$.

Berger A. et al., (2019); examinó en su estudio el potencial del biocarbón para mejorar la resiliencia de los biofiltros de astillas de madera bajo eventos de lluvia de alta intensidad simulados y vinculamos la desnitrificación con los cambios mediados por el biocarbón en las propiedades hidrológicas (físicas), químicas y biológicas de los biofiltros de astillas de madera. Los resultados mostraron que la capacidad de eliminación de nitrato de los biofiltros de astillas de madera disminuyó con el aumento de la intensidad o la duración de la lluvia y la disminución del tiempo de secado anterior. Sin embargo, agregar biocarbón a las astillas de madera disminuyó significativamente la tasa de agotamiento de las astillas de madera, sólo cuando el tiempo de residencia hidráulica (HRT) fue menor a 5 h. y con TRH más prolongada (>5 h), los beneficios del biocarbón se hicieron menos evidentes. Concluyendo que el biocarbón aumentó la biomasa microbiana neta, pero no afectó la abundancia relativa de genes desnitrificantes, lo que indica que un cambio en la biomasa microbiana no podría explicar por completo el aumento observado en la eliminación de nitratos en los biofiltros de astillas de madera aumentados con biocarbón.

Liu Q. et al., (2019); en su estudio investigó un biocarbón impregnado de aluminio para la adsorción de arseniato. Donde, los resultados con escorrentía urbana contaminada con arsénico sintético muestran que el As(V) se unió al hidróxido de aluminio amorfo en la superficie del biocarbón a través de una complejación irreversible de la superficie interna. A pH 7,6, los datos de la cinética de adsorción siguieron modelos de reacción de pseudosegundo orden ($R^2 \geq 0,96$), y los modelos de Langmuir y Freundlich se ajustan bien a los datos de isoterma de adsorción ($R^2 \geq 0,99$). La adsorción estuvo poco influenciada por el pH (4.5–8.5) y la fuerza iónica (0–100 mM NaCl) en este estudio. Aunque el fosfato y la materia orgánica disuelta (DOM)

tienen el potencial de suprimir la adsorción de As(V), sus efectos inhibidores fueron insignificantes en las condiciones del estudio. $0 - 200 \mu\text{g} / \text{LPAGS}$, $0 - 40 \text{ miligramos} / \text{litro}$ carbono orgánico disuelto, y $500 \mu\text{g} / \text{L}$ como (V)]. Sin embargo, es probable que la supresión de fosfato o DOM en la adsorción de As(V) se vuelva más significativa con el aumento de la relación molar de P o DOM a As en la escorrentía urbana durante el tratamiento realista de aguas pluviales. Además de As(V), el biocarbón impregnado de aluminio podría eliminar de manera efectiva muchos otros contaminantes de escorrentía (es decir, Pb, Zn, Cu y PO_4^{3-}) en una escorrentía urbana real contaminada.

La urbanización y la industrialización han inducido rápidos cambios en el uso del suelo en todo el mundo (Goh h. et al., 2019, P.2). En consecuencia, la contaminación del agua, el anegamiento urbano, la escasez de agua, la sobreexplotación de las aguas subterráneas y el desperdicio de agua se han convertido en problemas comunes (Rashid A. et al., 2022, p.3).

Debido al rápido desarrollo de la industrialización y la urbanización, a la relativamente escasa concienciación sobre la necesidad de proteger el medio ambiente y a la falta de tecnologías para la protección y la gobernanza del medio ambiente, los problemas con el medio ambiente del agua en los países en desarrollo son cada vez más graves (Mangangka I. et al., 2016, p.2). En este contexto, el agua de lluvia, que suele ser una fuente de contaminantes no puntuales, causa problemas especialmente graves para el control de la escorrentía y la contaminación del agua de lluvia (Mullane J. et al., 2016, p.2).

En este contexto, las aguas pluviales, que suelen ser una fuente de contaminantes no puntuales, causan problemas especialmente graves para el control de la escorrentía de las aguas pluviales y la contaminación de las mismas (Hobbie S. et al., 2017, p.2). Además, están altamente contaminadas con sólidos en suspensión, fósforo, nitrógeno, plomo y zinc y las aguas pluviales mal gestionadas podrían transportar contaminantes hacia cuerpos de agua naturales para dañar el ecosistema (Li et al., 2016, p.2).

Mostrándose en la tabla 1 las fuentes de aguas pluviales y sus principales orígenes de contaminantes

Tabla N°1. Origen principal de los contaminantes que se encuentran en varias fuentes de aguas pluviales

Fuente de aguas pluviales	Contaminantes	Origen primario
Techo	Metales pesados, compuestos orgánicos y patógenos	Materiales para techos, heces de pájaros y líquenes
esorrentía de la carretera	Hidrocarburos y metales pesados	Sellado de vehículos y superficies de carreteras
Estacionamientos	Hidrocarburos y metales pesados	Sellado de vehículos y superficies de carreteras
Parques y óvalos	Nutrientes, orgánicos y patógenos.	Fertilizantes, pesticidas y heces de animales
tierras de cultivo	Nutrientes, orgánicos y patógenos.	Insumos agrícolas, incluidos fertilizantes, estiércol y pesticidas

Fuente: Goonetilleke A. y Lampard J., 2019

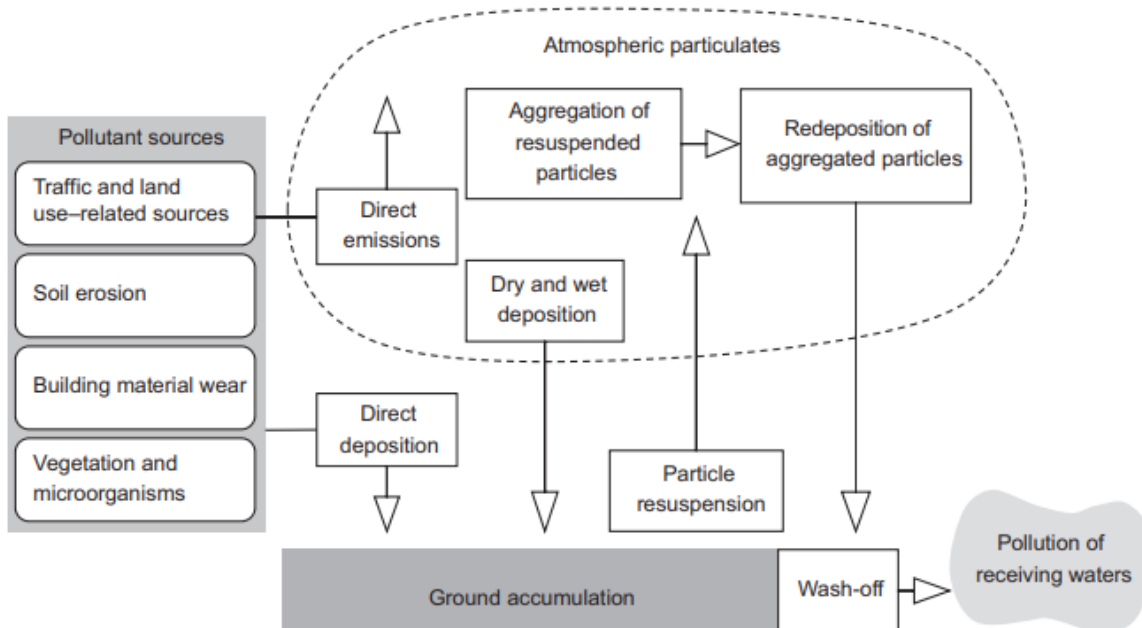
Mostrándose mediante la tabla 1 que los cambios en la morfología de las corrientes y la carga de contaminantes pueden tener un efecto perjudicial en la calidad del agua y los ecosistemas acuáticos. Pero, las emisiones y los productos de desgaste por abrasión son los contaminantes más importantes relacionados con el tráfico (Fan G. et al., 2022, p.2). Se pueden clasificar de la siguiente manera (Yang F. et al., 2022, p.2):

- Emisiones de gases de escape;
- Las fugas de combustible y lubricación
- El desgaste de los componentes del vehículo, incluidos los neumáticos, los frenos y el chasis
- El desgaste del pavimento.

Así también la acumulación de Así también los niveles elevados de diversos contaminantes químicos y microbianos tienen impactos adversos en los ecosistemas acuáticos receptores y también la salud pública (Zevenbergen C. et al., 2018, p.1). Donde, los contaminantes en las superficies urbanas están condicionadas por la tasa de deposición, la duración del periodo seco previo y los procesos de redistribución, como la resuspensión, la agregación y la redeposición (Deng Y., 2020, p.1).

El proceso de acumulación está influenciado por una serie de factores naturales (por ejemplo, climáticos) y antropogénicos (por ejemplo, el volumen y la congestión del tráfico, la velocidad, el tipo de uso del automóvil y el uso del suelo). También es importante señalar que algunos de estos factores están interrelacionados. Ver figura 1.

Figura N°1. Esquema de los procesos contaminantes



Fuente: Jiang S. et al., 2016

Siendo así como la calidad de las aguas pluviales se puede predecir, mediante la acumulación de contaminantes, por factores naturales y antropogénicos.

En cuanto a otros contaminantes de las aguas pluviales, las principales fuentes son el tráfico de vehículos, el suelo y la vegetación de los bordes de las carreteras y las actividades industriales.

Los cambios en la hidrología de la cuenca como resultado de la entrada de aguas pluviales también pueden provocar una disminución de la diversidad y la productividad de los invertebrados y los peces debido al aumento de la frecuencia y la gravedad de las perturbaciones del hábitat (Shevah Y., 2019, p.1). Los niveles elevados de contaminantes como los nutrientes en las vías fluviales pueden agotar los niveles de oxígeno (O₂), fomentar el crecimiento de algas, reducir la biodiversidad y aumentar la toxicidad del agua (Sabeh N., 2020, p.130).

Los contaminantes de las aguas pluviales se originan en muchas fuentes y actividades dentro de la cuenca urbana (Lia Kuei H. et al., 2017, p.3). Las fuentes más comunes incluyen vehículos de motor, actividades de construcción, erosión y degradación de la superficie, derrames y lixiviados y deposición atmosférica (Lau A. et al., 2017, p.3). Los contaminantes que se originan de estas fuentes son contaminantes brutos, sólidos en suspensión, microorganismos, nutrientes, metales y compuestos orgánicos tóxicos, aceites y tensioactivos (Mohanty S. et al., 2018, p.2).

Los contaminantes brutos (partículas > 5000 μm) incluyen todas las formas de sólidos, como basura humana y restos de vegetación (Mullaly J. et al., 2019, p.455). Contaminantes disueltos (partículas < 0,45 μm) se originan a partir de una variedad de fuentes que incluyen hidrocarburos del petróleo y la gasolina, heces de animales, fertilizantes, herbicidas, corrosión de techos y materiales de construcción y lixiviados de materiales orgánicos como la hojarasca (Luthy R. y Sedlak D., 2016, p.1).

Para sintetizar, las aguas pluviales continúan atrayendo la atención como una alternativa potencial y una fuente de agua en gran medida no comprometida para las áreas urbanas que carecen de recursos hídricos convencionales adecuados (Hamlyn H. et al., 2019, p.5). Sin embargo, debido a la presencia de una diversidad de contaminantes que sugieren la baja calidad reduce significativamente su viabilidad para la reutilización directa (Rodríguez O. et al., 2021, p.521).

Por lo tanto, el tratamiento adecuado de las aguas pluviales es un importante desafío científico y tecnológico para reducir la demanda de recursos hídricos convencionales (Obannon S. y Ma Y., 2019, p.4). En tal sentido, se mencionan a los biofiltros con el uso de materiales con características deseadas, como subproductos industriales/materiales de desecho (por ejemplo, biochar, compost, madera de embalaje, cenizas volantes y residuos del tratamiento del agua) (Ulrich B. et al., 2017, p.1).

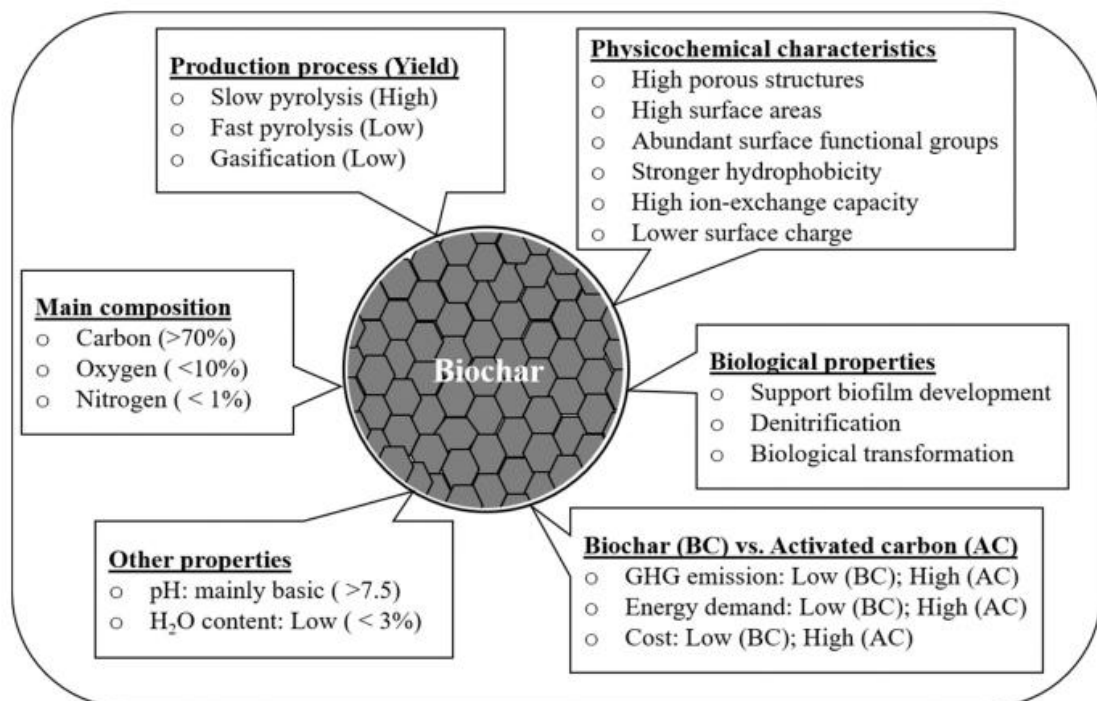
La enmienda con sorbentes carbonosos es especialmente prometedora para esta aplicación, ya que se ha demostrado que estos materiales de alta superficie sorben fuertemente los contaminantes orgánicos traza (TO_{OC}) (Yang F. et al., 2022, p.2). En particular, el biocarbón puede proporcionar una alternativa más barata al carbón activado (CA; p. ej, (por ejemplo, los costes superiores a 2000 dólares/tonelada para

el carbón activado granular, CAG;30 en relación con los costes de equilibrio potencialmente inferiores a 250 dólares/tonelada para el biocarbón).

También ha demostrado ser prometedor para la eliminación de contaminantes convencionales de las aguas pluviales como el nitrato (actuando como portador de electrones), metales (debido a las interacciones electrostáticas) y bacterias indicadoras (debido a las interacciones hidrofóbicas) (Bock E. et al., 2016, p.2).

El rendimiento puede variar ampliamente entre los biocarbones, haciendo que la selección del sorbente dependa de la aplicación, al igual que el CA, los biocarbones derivados de la madera y de alta temperatura sorben eficazmente los TOrCs debido a las interacciones hidrofóbicas (Ulrich B. et al., 2016, p.3). Mientras que los biocarbones de baja temperatura han demostrado ser más eficaces para la sorción de metales debido a la presencia de grupos funcionales hidrofílicos (Thompson K. et al., 2016, p.2). (Ver figura 2).

Figura N°2. Variación de las propiedades del biocarbón con los cambios del proceso térmico y las condiciones utilizadas para la producción y las características de la materia prima



Fuente: Kwon G. et al., 2022

El potencial de la enmienda de biocarbón para mejorar la eliminación de contaminantes en los biofiltros de aguas pluviales (es decir, jardines

de cuencas de infiltración con vegetación que contengan 'mezclas de biorretención' de arena y compost) es particularmente atractivo: estos sistemas pueden mejorar aún más la eliminación del COT por biodegradación (Bridget A., 2016, p.1). Además, a veces se considera que los biofiltros no modificados de nutrientes y metales pesados, lo que podría ser mitigado. metales pesados, que podría ser mitigado por la enmienda de biochar de biocarbón (Mullane J. et al., 2016, p.2). Sin embargo, el carbono orgánico disuelto (COD) lixiviado de los medios de biorretención puede ensuciar las superficies de biochar y reducir la retención de TOrC sorptivo (Li W. et al., 2022, p.3). Por lo tanto, la eliminación de contaminantes en los biofiltros de aguas pluviales enmendados en condiciones representativas es de particular interés (Ulrich B. et al., 2017, p.6).

III. METODOLOGÍA

3.1 Tipo y diseño de investigación

Este trabajo de investigación tuvo un enfoque cualitativo, donde Berk Michael et al., describe los métodos de investigación cualitativa como estudios que ofrecen perspectivas y puntos de vista únicos sobre los fenómenos; así también este tipo estudios busca resolver el cómo de los fenómenos mediante la investigación (2016, p.1).

Así también, el tipo de investigación es aplicada; ya que, el tipo de investigación aplicada utiliza estudios realizados para generar nuevos conocimientos y utilizando las teorías y métodos aplicados por dichos estudios; además, en la mayoría de oportunidades descubre relaciones entre los comportamientos y ciertos estímulos (Edgar T. y David O., 2017, p.1). Por ello, este tipo de investigación fue el usado, ya que, se buscó adquirir conocimientos de artículos que hayan experimentado con los sistemas de biofiltración basados en biocarbón para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos.

El diseño sistemático fue el usado, donde Gough, Oliver y Thomas (2012), señala una revisión sistemática como un método de investigación que se lleva a cabo para revisar la literatura de investigación, utilizando métodos sistemáticos y rigurosos. Así también, las revisiones sistemáticas a menudo se denominan "investigación empírica original" porque revisan datos primarios, que pueden ser cuantitativos o cualitativos.

3.2 Categorías, subcategorías y matriz de categorización apriorística

Las categorías y sub categorías detalladas en la Tabla 2, de la matriz apriorística fueron elaboradas por los problemas específicos, buscando resolver el problema de estudio.

Tabla N° 2. Matriz de categorización apriorística

OBJETIVOS ESPECÍFICOS	PROBLEMAS ESPECÍFICOS	CATEGORÍA	SUBCATEGORÍA	CRITERIO 1	CRITERIO 2
Determinar las características fisicoquímicas del biocarbón producido a partir de diferentes tipos de materias primas para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos presentes en las aguas pluvia	¿Cuáles son las características fisicoquímicas del biocarbón producido a partir de diferentes tipos de materias primas para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos presentes en las aguas pluviales?	características fisicoquímicas del biocarbón (Yang F. et al., 2022, p.1)	<ul style="list-style-type: none"> • Contenido de humedad • pH • Densidad (Ulrich B. et al., 2016, p.3).	De acuerdo al tipo de materia prima	De acuerdo al proceso de pirolisis
Identificar el contaminante más tratados por el sistema de biofiltración basado en biocarbón presente en las aguas pluviales	¿Cuál es el contaminante más tratados por el sistema de biofiltración basado en biocarbón presente en las aguas pluviales?	contaminante más tratados por el sistema de biofiltración (Bock E. et al., 2016, p.2).	<ul style="list-style-type: none"> • N • P (Mullane J. et al., 2016, p.2).	De acuerdo a la concentración inicial	De acuerdo a la materia prima de biocarbón usado
Determinar el rendimiento de eliminación presentado aplicando sistemas de biofiltración basados en biocarbón para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos presentes en las aguas pluviales	¿Cuál es el rendimiento de eliminación presentado aplicando sistemas de biofiltración basados en biocarbón para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos presentes en las aguas pluviales?	rendimiento de eliminación (Bridget A., 2016, p.1).	<ul style="list-style-type: none"> • Eliminación de nitrógeno total • Eliminación de fósforo total (Zevenbergen C. et al., 2018, p.1).	De acuerdo a la eficiencia de eliminación	De acuerdo al tipo de estudio

3.3 Escenario de estudio

El escenario de estudio al ser un lugar físico donde se lleva a cabo un contexto en un espacio definido tomó el presente trabajo a los lugares donde los estudios seleccionados realizaron sus pruebas experimentales; siendo considerados en la mayoría de casos, los laboratorios, y campus universitarios. Ello debido a que este tipo de investigación al ser una revisión sistemática no contó con un escenario propio.

3.4 Participantes

Los participantes esenciales que fueron usados para llevar a cabo el estudio fueron plataformas indizadas, las cuales permitieron el acceso a diversas literaturas como artículos científicos de diversas partes del mundo; siendo las usadas: Sciencedirect, Pubmed y redalyc.

3.5 técnica e instrumento de recolección de datos

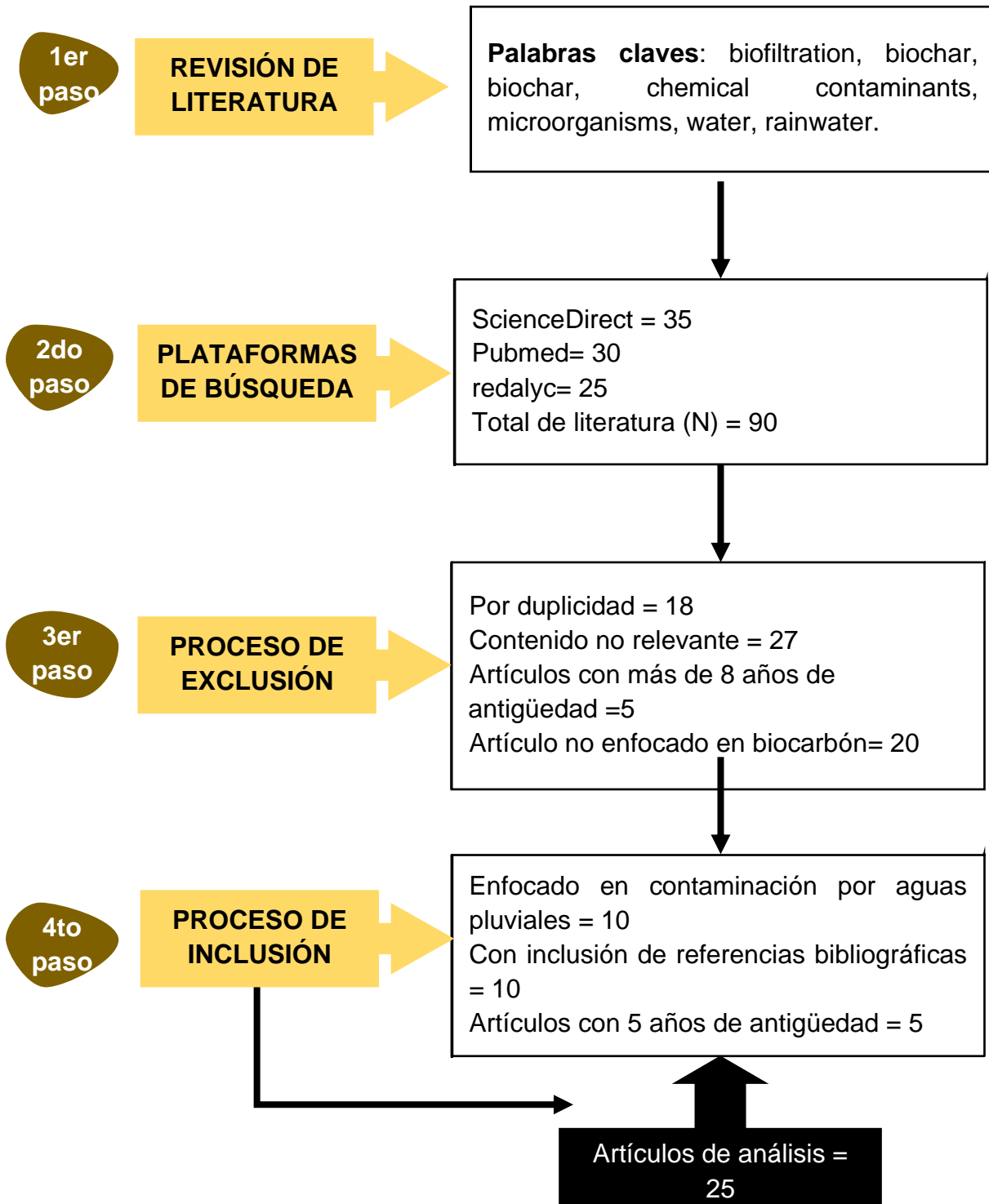
La investigación de estudios de casos generalmente incluye múltiples técnicas de recopilación de datos y los datos se recopilan de múltiples fuentes. Las técnicas de recolección de datos incluyen entrevistas, observaciones (directas y participantes), cuestionarios y documentos relevantes (Sánchez, reyes y Mejía, 2018, p78). Pero al ser este un estudio de diseño sistemático la técnica usada fue el análisis documental, mediante la ficha de recolección usada como instrumento de datos.

Para ello, en la presente investigación se utilizó la técnica de análisis documental o análisis de contenido el cual permitió realizar la síntesis de las literaturas seleccionadas extrayendo información esencial del documento original.

Mientras que la “ficha de análisis de contenido”, se encuentra dividido en datos de autor, datos, metodología del estudio, desarrollo y resultados; permitiendo con dichas informaciones puntuales para el desarrollo del estudio.

3.6 Procedimiento

Gráfico N° 1. Procedimiento de selección de artículos al estudio



Elaboración propia

3.7 Rigor científico

El rigor científico permite que se cumpla con diversos criterios que generarán que un estudio sea confiable y que el trabajo cuente con la rigurosidad científica; siendo los criterios cumplidos por el presente estudio de investigación 4; siendo estos detallados por Quiroz, (2020, p.31):

Primero se consideró la credibilidad o el valor de verdad; donde este criterio pretende evidenciar los descubrimientos en su realidad, así mismo, este criterio permite corroborar los resultados de un estudio con los de otro autor.

Segundo la aplicabilidad; este criterio permite utilizar los resultados de una investigación y aplicarlos hacia otros contextos teniendo que presenten el mismo objetivo o parecido, con el fin de realizar comparaciones.

Tercero la dependencia; este criterio tiene como objetivo estabilizar los datos, para lo cual este criterio toma en cuenta que por la naturaleza de la investigación cualitativa siempre existirá un cierto grado de inestabilidad.

Por último; la auditabilidad; este criterio permite que se asegure la veracidad de los resultados, para lo cual no se toman en cuenta los supuestos o los puntos de vistas personales, para ello se aplica técnicas de triangulación, reflexión epistemológica y verificación.

3.8 Método de análisis de datos

El método de análisis de triangulación fue el utilizado por el presente estudio; donde este es descrito por Samaja, (2018, p.440), como la comparación de diversas teorías o conceptos. Siendo así que mediante este método se aplicó la matriz apriorística, donde se elaboraron y describieron las siguientes categorías y sub categorías:

Categorías:

- características fisicoquímicas del biocarbón
- contaminante más tratados por el sistema de biofiltración
- rendimiento de eliminación

Sub Categorías:

- Contenido de humedad
- pH
- Densidad
- N
- P
- Eliminación de nitrógeno total
- Eliminación de fósforo total

3.9 Aspectos éticos

El presente trabajo cumplió con los aspectos éticos de respeto; ello mediante la debida cita de los autores usados, demostrando el respeto del derecho a la autoría de los diversos autores mencionados en lo largo del estudio, siguiendo con la Norma ISO 690-2, así también la honestidad; demostrando que la información proporcionada a lo largo del contenido del presente trabajo es verídica y que la información brindada de los estudios existentes no fueron alterados; pudiéndose comprobar mediante los autores citados los cuales se encuentran debidamente en las referencias bibliográficas; por último, se cumplió con la responsabilidad, con todo lo establecido por el código de ética de la Universidad César Vallejo.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los puntos relevantes del sistema de biofiltración basados en biocarbón para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos presentes en las aguas pluviales se analizaron mediante la tabla 3, donde se desarrolló las características fisicoquímicas del biocarbón producido a partir de diferentes tipos de materias primas, la tabla 4, donde se identificó el contaminante más tratados por el sistema de biofiltración y mediante la tabla 5 donde se determinó el rendimiento de eliminación.

Siendo así, en la tabla 3 se determinó las características fisicoquímicas del biocarbón producido a partir de diferentes tipos de materias primas para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos presentes en las aguas pluviales.

Tabla N° 3. Características fisicoquímicas del biocarbón

Tipo de materia prima	Tipo de proceso térmico	Temperatura de pirolisis (°C)	Tiempo de residencia (horas)	Fuente
Pino silvestre	Pirolisis	300	2.0	(Mancinelli et al., 2018)
	Pirolisis	450	2.0	
	Pirolisis	750	2.0	
Madera forestal restos de madera	Pirolisis	700	15.0	(Sun et al., 2020)
Madera de pino	Gasificación	600	-	(Boni et al., 2020)
Madera de pino	Pirolisis	>600	-	(Ashoori et al., 2019)
	Gasificación	>1100	-	
Madera mixta	Pirolisis	180–395	6	(Afrooz y Boehm, 2016)
Cama de aves de corral	Pirolisis	400	8	(Tian et al., 2016)
Cama de aves de corral	Pirolisis	500	6	
Madera dura	Pirolisis	400	4	
Madera dura	Pirolisis	500	2	
Madera de eucalipto	Pirolisis	400	0.17–0.25	(Alam y Anwar, 2020)
Madera blanda	Gasificación	900–1000	-	(Berger et al., 2019)
Roble	Pirolisis	285	-	(Liu et al., 2019)
Cáscara de arroz	Pirolisis	500	-	(Xiong et al., 2019)

Madera	Pirolisis	900-1000	-	(Rahman et al., 2020)
	Pirolisis	550	-	
Tala forestal	Gasificación	650	-	(Iqbal et al., 2016)
Madera de pino	Pirolisis	350–600	-	(Yargicoglu et al., 2016)
90% pino y 10% de madera de abeto	Pirolisis	>500	<1	(Yargicoglu et al., 2016)
Madera	Gasificación	~520	-	
Madera de pino	Pirolisis	600	-	(Hasan et al., 2020)
Roble	Pirolisis	400	-	(Mireles et al., 2016)
madera	Pirolisis	450	-	
Polvo de madera	Pirolisis	300	6	(Lu y Chen, 2018)
	Pirolisis	500	6	
	Pirolisis	700	6	

Elaboración propia

De acuerdo a la tabla 3, teniendo como criterios al tipo de materia prima y al proceso de pirolisis se tiene que las características fisicoquímicas del biocarbón, están influidas por factores como las condiciones del proceso (por ejemplo, el tiempo de residencia) y las características del material de alimentación (tipo de proceso térmico y temperatura de pirolisis (°C)).

Uno de los parámetros importantes para generar una característica fisicoquímica particular al biocarbón es el proceso térmico, donde, los procesos térmicos generalmente empleados para la producción de biocarbón son: la pirólisis (lenta y rápida) y la gasificación (Inyang et al., 2016, p.3).

Así mismo se también se tiene que el tipo de proceso térmico más usado fue la pirolisis con un 74% de estudios en la tabla 3 que lo corroboran. Siendo demostrado por: (Mancinelli et al., 2018), (Sun et al., 2020), (Afrooz y Boehm, 2016), (Tian et al., 2016), (Alam y Anwar, 2020), (Liu et al., 2019), (Xiong et al., 2019), (Rahman et al., 2020), (Iqbal et al., 2016), (Yargicoglu et al., 2016), (Yargicoglu et al., 2016).

Así también, Hu Jun et al., (2019, p.1); afirma mediante su estudio que investigaron las características fisicoquímicas y el rendimiento de la pirolisis del tallo de maíz (CS) torrefactado en agua y amoníaco acuoso mediante calentamiento por microondas y las características fisicoquímica reveló que tanto el CS torrefactado con agua por

microondas (MCS) como el CS torrefactado con amoníaco por microondas (MACS) mostraron un bajo contenido de hemicelulosa, una macroestructura alterada, propiedades porosas mejoradas y un bajo contenido de cenizas. Mientras que, la pirólisis junto con la cromatografía de gases/espectrometría de masas (Py-GC/MS) reveló que, en comparación con CS y MCS, MACS exhibió áreas de pico más altas para cetonas, aldehídos, furanos y ésteres, y áreas de pico significativamente más bajas para ácidos y fenoles.

De acuerdo con Ambaye et al., (2020): el rendimiento del biocarbón producido por pirólisis lenta (20,7 - 50,2%) es mayor que el de los otros dos procesos - pirólisis rápida (12 - 60,7%) y gasificación (5 - 25%). Pero de acuerdo con Nanda et al., (2016), una mayor temperatura de pirólisis da lugar a que el biocarbón tenga una mayor cantidad de carbono aromático, superficie con microporosidad y alcalinidad.

Ello es corroborado por Mancinelli et al., (2018, p.1), quien utilizó diferentes temperaturas de pirólisis (es decir, 300, 450 y 700 °C) y camino) y obtuvo que la el biochars de corteza de pino (BCPB) a alta temperatura (es decir, 700 °C) liberó una cantidad acumulada más baja de DOC (hasta un 0,02 % del contenido de TC) en comparación con el de baja temperatura (< 450 °C) BCPB en el techo Pruebas de percolación de flujo ascendente de USWR.

Así mismo, por otra parte, Nanda et al., (2016); manifiesta que las propiedades fisicoquímicas del biocarbón aparte de estar influenciadas por las condiciones del proceso dependen de la tecnología de producción.

Por otro lado, se identificó el contaminante más tratados por el sistema de biofiltración basado en biocarbón presente en las aguas pluviales en la tabla 4, teniendo como criterios la concentración inicial y la materia prima del biocarbón usado

Tabla N°4. Contaminantes más tratados por el sistema de biofiltración basado en biocarbón

Tipo de contaminante	Contaminante	Concentración inicial (mg/L)	Materia prima del biocarbón	Fuente
Nutrientes de las aguas pluviales	N	TN: 16.36 ± 3.34, NH ₄ -N: 3.10 ± 1.59, NO ₃ -N: 9.84 ± 1.24	Biocarbón derivado de los sedimentos del río	(Sang et al., 2019)

			biochar (aguas abajo)	
	N	NH ₃ -N y NO ₃ -N: 2.9	Pinyon-juniper	(McCrum, 2017)
	P	PO ₄ ³⁻ :2.0	Pinyon-juniper	(Afrooz y Boehm, 2017)
	N	NH ₃ -N y NO ₃ -N: 2.9	Materia prima mixta	
	N	NH ₄ +: 2.0	Lecho de aves de corral	(Tian et al., 2016)
	N	NH ₃ -N y NO ₂ -N: 0.5	<i>Eucalyptus wandoo</i>	(Alam y Anwar, 2020)
	N	NO ₃ ⁻ : 20	Madera blanda	(Berger et al., 2019)
	N	NO ₃ -N: 2.74	Madera de pino	(Ashoori et al., 2019)
	N	NO ₃ -N: 8, NH ₄ ⁺ -N: 8	Cáscara de arroz	(Xiong et al., 2019)
	N	NH ₄ ⁺ -N, NO ₃ ⁻ -N, DON: 1.0	Madera	(Rahman et al., 2020)
Metales pesados	As (V)	500 µg/L	Roble	(Liu et al., 2019)
	Cu (II)	200 µg/L	Roble	
	Zn (II)	600 µg/L	Roble	
	Cr (VI)	200 µg/L	Roble	
	Cu (II)	0.9 mg/L	Restos de madera forestal	(Sun et al., 2020)
		0.9 mg/L	Restos de madera forestal	
	Cd (II)	0.8 mg/L	Restos de madera forestal	(Sun et al., 2020)
		0.8 mg/L	Restos de madera forestal	
	Ni (II)	0.5 mg/L	Restos de madera forestal	(Sun et al., 2020)
		0.5 mg/L	Restos de madera forestal	
	Zn (II)	4.4 mg/L	Restos de madera forestal	(Sun et al., 2020)

		4.4 mg/L	Restos de madera forestal	
	Cd (II)	33 µg/L	Madera de pino	(Ashoori et al., 2019)
	Pb (II)	34 µg/L	Madera de pino	
	Cu (II)	29 µg/L	Madera de pino	
	Ni (II)	28 µg/L	Madera de pino	
	Cu (II)	75 µg/L	Astillas de madera de abeto	(Gerould, 2016)
	Cu (II)	75 µg/L	Astillas de madera de abeto	
	Mn	0.1–5 mg/L	Árbol Abedul	(Kuoppamaki et al., 2019)
Contaminantes orgánicos	PCBs	19.6 mg/L	Madera de pino	(Shinneman, 2019)
	TrOCs	500 mg/L	Madera de pino	(Ulrich et al., 2017)
	TrOCs	50 µg/L	Madera de pino	(Ray et al., 2019)
	Sulfame thoxazole	100 mg/L	Madera de pino	(Shimabuku et al., 2016)
	Bisfenol A	193.9 µg/L	Polvo de madera	(Lu y Chen, 2018)
Biológicos	<i>E. coli</i>	9.28 ± 0.62 × 10 ⁴ CFU/ 100 mL	Polvo de madera	(Lu y Chen, 2018)

Elaboración propia

De acuerdo con la tabla 5, se tiene que el contaminante más tratados por el sistema de biofiltración son los nutrientes de aguas pluviales, los metales pesados y contaminantes orgánicos; donde los nutrientes de aguas pluviales como N y P (nitrógeno total y fósforo total), son los más encontrados y estudiados para su eliminación.

Ello debido a que los nutrientes (nitrógeno y fósforo) en las aguas pluviales son transportados principalmente desde fuentes naturales (por ejemplo, la deposición atmosférica), antropogénicas (por ejemplo, el uso de fertilizantes en la jardinería, el

césped y la agricultura, los residuos animales y los detergentes para automóviles) y biogénicas (por ejemplo, hojas y recortes de césped) (Yang Y. y Toor G., 2018, p.2).

Apoyando los resultados mostrados, Alam M. y Anwar A., (2020, p.2); justifica lo mencionado señalando que para el diseño de un sistema de biorretención enriquecido con biocarbón de alto rendimiento para la eliminación de nutrientes, es necesario conocer las posibles formas químicas de los contaminantes de N y P y sus concentraciones en la escorrentía de aguas pluviales. Y es que, el P disuelto representa una media del 45% (en algunos casos puede ser superior al 95%) del P total en la escorrentía de las aguas pluviales urbanas (Afrooz y Boehm, 2017, p.3).

Así también, Yang Y. y Toor G., (2016, p.2), menciona que mediante un estudio realizado basado en isótopos estables (^{15}N y ^{18}O), se informó que la deposición atmosférica contribuye alrededor del 43-71%, mientras que los fertilizantes químicos de N contribuyen casi < 1-49% de nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$) en las aguas pluviales.

Por otro lado, Jani Jariani et al. (2020, p.1), caracterizó varias formas de N en las aguas pluviales, informando que el N orgánico disuelto es el N dominante en la escorrentía de las aguas pluviales (47%), seguido por el N orgánico particulado (22%), el $\text{NO}_x\text{-N}$ (17%) y el $\text{NH}_4\text{-N}$ (14%).

Por otro último, se determinó el rendimiento de eliminación presentado aplicando sistemas de biofiltración basados en biocarbón para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos presentes en las aguas pluviales mediante la comparación de estudios en la tabla 5, teniendo como criterios la eficiencia de eliminación y el tipo de estudio aplicado.

Tabla N° 5. Rendimiento de eliminación

Contaminante	Materia prima del biocarbón	Eficiencia de eliminación (%)	Tipo de estudio	Fuente
N	Biocarbón derivado de los sedimentos del río biochar (aguas abajo)	TN: 32 ± 20	Escala piloto	(Sang et al., 2019)
N	Pinyon-juniper	$\text{NH}_3\text{-N}$: 97. $\text{NO}_3\text{-N}$: 58	Lote	(McCrum, 2017)

P	Pinyon-juniper	NH ₃ -N: 14–21. NO ₃ -N: 1.5 60%	Columna	(Afrooz y Boehm, 2017)
N	Materia prima mixta	TN: 36.1 ± 6.9–61.4 ± 3.4 61%	Columna	
N	Lecho de aves de corral	TP: 18.8 ± 10.7–21.9 ± 14.5 91.7%	Columna	(Tian et al., 2016)
N	<i>Eucalyptus wandoo</i>	NH ₃ -N and NO ₂ -N: 100 96.4%	Lote	(Alam y Anwar, 2020)
N	Madera blanda	NO ₃ ⁻ : 100	Columna	(Berger et al., 2019)
N	Madera de pino	NO ₃ ⁻ -N: > 99	Columna	(Ashoori et al., 2019)
N	Cáscara de arroz	NO ₃ -N:> 90, NH ₄ -N: > 95	Columna	(Xiong et al., 2019)
N	Madera	TN: 44.59 TN: 47.55	Columna	(Rahman et al., 2020)
As (V)	Roble	2.0 %	Lote	(Liu et al., 2019)
Cu (II)	Roble	83.2 %	Lote	
Zn (II)	Roble	76.9 %	Lote	
Cr (VI)	Roble	60.1 %	Lote	
Cu (II)	Restos de madera forestal	96.8 %	Columna	
	Restos de madera forestal	89.0 %	Columna	(Sun et al., 2020)
Cd (II)	Restos de madera forestal	60.7 %	Columna	
	Restos de madera forestal	26.6 %	Columna	
Ni (II)	Restos de madera forestal	57.1 %	Columna	
	Restos de madera forestal	31.9 %	Columna	
Zn (II)	Restos de madera forestal	80.3 %	Columna	
	Restos de madera forestal	33 %	Columna	
Cd (II)	Madera de pino	99.6 %	Escala piloto	
Pb (II)	Madera de pino	96.5 %	Escala piloto	(Ashoori et al., 2019)
Cu (II)	Madera de pino	89.7 %	Escala piloto	
Ni (II)	Madera de pino	81 %	Escala piloto	
Cu (II)	Astillas de madera de abeto	94.8 %	Lote	(Gerould, 2016)

Cu (II)	Astillas de madera de abeto	96.9 %	Lote	
Mn	Árbol Abedul	100 %	Campo	(Kuoppamaki et al., 2019)
PCBs	Madera de pino	96 %	Columna	(Shinneman, 2019)
TrOCs	Madera de pino	>99 %	Columna	(Ulrich et al., 2017)
TrOCs	Madera de pino	> 95 %	Lote	(Ray et al., 2019)
Sulfame thoxazole	Madera de pino	75 %	Lote	(Shimabuku et al., 2016)
Bisfenol A	Polvo de madera	100 %	Microcosmos	(Lu y Chen, 2018)
<i>E. coli</i>	Polvo de madera	87.1%	Microcosmos	(Lu y Chen, 2018)

Elaboración propia

De acuerdo con la tabla 5 se tiene que el rendimiento de eliminación presentado aplicando sistemas de biofiltración basados en biocarbón genera una eficiencia de eliminación alta para los nutrientes de las aguas pluviales como es el caso del N total y para los contaminantes orgánicos, donde los porcentajes en su mayoría son del 50 al 100%, pero en menor porcentaje se encuentran con iones metálicos, quienes presentan un promedio bajo de eliminación.

Y es que, en general, la enmienda con biocarbón en los sistemas de biofiltros mejora la eliminación de nitrógeno (> 90%); así lo demuestran (Ashoori et al., 2019; Berger et al., 2019; Xiong et al., 2019).

Por ejemplo, según un ensayo en columna realizado por Rahman et al. (2020), la eliminación de nitrógeno total (TN) en la columna sin biocarbón fue del 39,42%, mientras que con el aumento del medio utilizando dos tipos de biocarbón derivado de la madera (3,10 - 4,75% en masa), la eficacia de la eliminación de TN aumentó en casi un 10% (es decir, la eliminación de TN varió entre el 44,59% y el 47,55%). Otro estudio también afirmó que la eliminación de amonio aumentó de 1,7 a > 90% con la adición de sólo el 10% (en masa) de biocarbón de madera dura/aves de corral a la columna del biofiltro (Tian et al., 2016).

Pero también los metales pesados como Zn, Pb, Cu, Cd, Cr y Ni aunque generalmente son los que se detectan principalmente en las aguas pluviales urbanas son los que cuestan más eliminar debido a su persistencia en el medio ambiente.

Siendo así demostrados por los estudios de (Sun et al., 2020), quien mediante una comparación de 4 metales pesados (Cu (II), Cd (II), Ni (II), Zn (II)); obtuvo que los promedios eran del 60%, 26%, 57%, 31% y 33%.

V. CONCLUSIONES

Los puntos relevantes del sistema de biofiltración basados en biocarbón para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos presentes en las aguas pluviales las características que fisicoquímicas que presente el biocarbón producido a partir de diferentes tipos de materias primas, como el tipo de pirólisis, la temperatura de pirólisis y el tiempo de resiliencia; ya que estos permiten que los sistemas de biofiltración muestra efectos positivos en la eliminación de varios contaminantes de las aguas pluviales; así mismo se detallan las siguientes conclusiones a las que se llegaron mediante los resultados:

Las características fisicoquímicas del biocarbón producido a partir de diferentes tipos de materias primas para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos presentes en las aguas pluviales están influidas por factores como las condiciones del proceso (por ejemplo, el tiempo de residencia) y las características del material de alimentación (tipo de proceso térmico y temperatura de pirolisis (°C)).

El contaminante más tratado por el sistema de biofiltración basado en biocarbón presente en las aguas pluviales son los nutrientes de aguas pluviales, los metales pesados y contaminantes orgánicos; donde los nutrientes de aguas pluviales como N y P (nitrógeno total y fósforo total), son los más encontrados y estudiados para su eliminación.

El rendimiento de eliminación presentado aplicando sistemas de biofiltración basados en biocarbón para la eliminación de contaminantes químicos y microbianos presentes en las aguas pluviales es alta para los nutrientes de las aguas pluviales como es el caso del N total y para los contaminantes orgánicos, donde los porcentajes en su mayoría son del 50 al 100%, pero en menor porcentaje se encuentras con iones metálicos, quienes presentan un promedio bajo de eliminación.

VI. RECOMENDACIONES

De acuerdo a los estudios analizados se pudo observar que la gran mayoría son realizados en periodos cortos por lo cual se sugieren estudios a largo plazo para mejorar la comprensión del rendimiento de los sistemas de biofiltración.

Así mismo, se recomienda a los estudios futuros que consideren cómo el crecimiento de las plantas y el potencial de fitorremediación se ven influenciados por el uso del biocarbón como medio filtrante en las instalaciones de biorretención.

Además, debido a que el destino y la eliminación de contaminantes orgánicos (por ejemplo, PPCP) y patógenos (bacterias y virus) en los sistemas de biofiltros modificados con biocarbón siguen sin estar claros se deben desarrollar métodos innovadores para explorar la posibilidad de regeneración y reutilización del biocarbón.

Por último, se recomienda estudiar la composición de las comunidades microbianas del suelo y las enzimas funcionales, ya que, no se tiene una comprensión completa de cómo la adición de biocarbón influye.

BIBLIOGRAFÍA

1. AFROOZ, ARM Nabiul; BOEHM, Alexandria B. Escherichia coli removal in biochar-modified biofilters: effects of biofilm. PLoS One, 2016, vol. 11, no 12, p. e0167489. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0167489>
2. ALAM, Md Zahanggir; AHM, Faisal Anwar. Nutrients adsorption onto biochar and alum sludge for treating stormwater. Journal of Water and Environment Technology, 2020, vol. 18, no 2, p. 132-146. Disponible en: <https://doi.org/10.2965/jwet.19-077>
3. ASHOORI, Negin, et al. Evaluation of pilot-scale biochar-amended woodchip bioreactors to remove nitrate, metals, and trace organic contaminants from urban stormwater runoff. Water research, 2019, vol. 154, p. 1-11. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.01.040>
4. BERGER, Alexander W., et al. Biochar increases nitrate removal capacity of woodchip biofilters during high-intensity rainfall. Water Research, 2019, vol. 165, p. 115008. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115008>
5. BERK, Michael, et al. The use of mixed methods in drug discovery: Integrating qualitative methods into clinical trials. En Clinical trial design challenges in mood disorders. Academic Press, 2016. p. 59-74. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-405170-6.00006-3>
6. BOCK, Emily, et al. Enhanced nitrate and phosphate removal in a denitrifying bioreactor with biochar. Journal of environmental quality, 2015, vol. 44, no 2, p. 605-613. Disponible en: <https://doi.org/10.2134/jeq2014.03.0111>
7. BONI, Maria Rosaria; CHIAVOLA, Agostina; MARZEDDU, Simone. Remediation of lead-contaminated water by virgin coniferous wood biochar adsorbent: Batch and column application. Water, Air, & Soil Pollution, 2020, vol. 231, no 4, p. 1-16. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04496-z>

8. Bridget A. Biochar-amended biofilters for removal of trace organic contaminants from stormwater. Colorado School of Mines, 2016. Disponible en: <https://doi.org/10.242203>
9. DENG, Yang. Low-cost adsorbents for urban stormwater pollution control. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2020, vol. 14, no 5, p. 1-8. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11783-020-1262-9>
10. FAN, Gongduan, et al. Effects of low impact development on the stormwater runoff and pollution control. *Science of The Total Environment*, 2022, vol. 805, p. 150404. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150404>
11. GOONETILLEKE, Ashantha; LAMPARD, Jane-Louise. Stormwater quality, pollutant sources, processes, and treatment options. En *Approaches to Water Sensitive Urban Design*. Woodhead Publishing, 2019. p. 49-74. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812843-5.00003-4>
12. GOH, Hui Weng, et al. A review of bioretention components and nutrient removal under different climates—future directions for tropics. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, vol. 26, no 15, p. 14904-14919. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05041-0>
13. GUAN, Mingfu; SILLANPÄÄ, Nora; KOIVUSALO, Harri. Modelling and assessment of hydrological changes in a developing urban catchment. *Hydrological Processes*, 2016, vol. 29, no 13, p. 2880-2894. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/hyp.10410>
14. GOUGH, David; OLIVER, Sandy; THOMAS, James (ed.). *An introduction to systematic reviews*. Sage, 2017. Disponible en: <https://books.google.com.pe/books?id=ZgZODgAAQBAJ&lpg=PP1&ots=CxF3uhBgpB&lr&hl=es&pg=PP1#v=onepage&q&f=false>
15. HAMLIN-HARRIS, David; MCALISTER, Tony; DILLON, Peter. Water harvesting potential of WSUD approaches. En *Approaches to Water Sensitive Urban Design*. Woodhead Publishing, 2019. p. 177-208. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812843-5.00009-5>

16. HOBBIÉ, Sarah E., et al. Contrasting nitrogen and phosphorus budgets in urban watersheds and implications for managing urban water pollution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2017, vol. 114, no 16, p. 4177-4182. Disponible en: <https://doi.org/10.1073/pnas.1618536114>
17. HU, Jun, et al. Physicochemical characteristics and pyrolysis performance of corn stalk torrefied in aqueous ammonia by microwave heating. *Bioresource technology*, 2019, vol. 274, p. 83-88. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.11.076>
18. JANI, Jariani, et al. Composition of nitrogen in urban residential stormwater runoff: Concentrations, loads, and source characterization of nitrate and organic nitrogen. *PLoS one*, 2020, vol. 15, no 2, p. e0229715. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229715>
19. JIANG, Sunny C., et al. Human and environmental health risks and benefits associated with use of urban stormwater. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2016, vol. 2, no 6, p. 683-699. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/wat2.1107>
20. KULLER, Martijn, et al. What drives the location choice for water sensitive infrastructure in Melbourne, Australia?. *Landscape and urban planning*, 2018, vol. 175, p. 92-101. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.03.018>
21. KWON, Gihoon, et al. Synergistic effects of blending seafood wastes as Co-pyrolysis feedstock on syngas production and biochar properties. *Chemical Engineering Journal*, 2022, vol. 429, p. 132487. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.132487>
22. LAU, Abbe YT, et al. Surface-modified biochar in a bioretention system for *Escherichia coli* removal from stormwater. *Chemosphere*, 2017, vol. 169, p. 89-98. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.048>
23. LENG, Linyuan, et al. Performance assessment of coupled green-grey-blue systems for Sponge City construction. *Science of the Total Environment*, 2020,

vol. 728, p. 138608. Disponible en:
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138608>

24. LI, Guohao, et al. Design influence and evaluation model of bioretention in rainwater treatment: A review. *Science of The Total Environment*, 2021, vol. 787, p. 147592. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147592>
25. LI, Wenjin, et al. Co-pyrolysis of sewage sludge and metal-free/metal-loaded polyvinyl chloride (PVC) microplastics improved biochar properties and reduced environmental risk of heavy metals. *Environmental Pollution*, 2022, p. 119092. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119092>
26. LIAO, Kuei-Hsien; DENG, Shinuo; TAN, Puay Yok. Blue-green infrastructure: new frontier for sustainable urban stormwater management. En *Greening Cities*. Springer, Singapore, 2017. p. 203-226. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-981-10-4113-6_10
27. LIU, Qingsong, et al. Aluminum-impregnated biochar for adsorption of arsenic (V) in urban stormwater runoff. *Journal of Environmental Engineering*, 2019, vol. 145, no 4, p. 04019008. Disponible en: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001503](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001503)
28. LUTHY, Richard G.; SEDLAK, David L. Urban water-supply reinvention. *Daedalus*, 2016, vol. 144, no 3, p. 72-82. Disponible en: https://doi.org/10.1162/DAED_a_00343
29. MANCINELLI, Enrico, et al. Influence of biochar from slow pyrolysis on dissolved organic carbon and total dissolved nitrogen levels of urban stormwater runoff. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2018, vol. 229, no 8, p. 1-18. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3896-9>
30. MANGANGKA, Isri R., et al. Performance characterisation of a stormwater treatment bioretention basin. *Journal of environmental management*, 2016, vol. 150, p. 173-178. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.11.007>
31. MOHANTY, Sanjay K., et al. Plenty of room for carbon on the ground: potential applications of biochar for stormwater treatment. *Science of the total*

- environment, 2018, vol. 625, p. 1644-1658. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.037>
32. MULLALY, Jack. WSUD Asset Management Operation and Maintenance. En Approaches to Water Sensitive Urban Design. Woodhead Publishing, 2019. p. 455-474. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812843-5.00022-8>
33. MULLANE, Jessica M., et al. Intermittent rainstorms cause pulses of nitrogen, phosphorus, and copper in leachate from compost in bioretention systems. Science of the Total Environment, 2016, vol. 537, p. 294-303. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.157>
34. NGUYEN, Thu Thuy, et al. Implementation of a specific urban water management-Sponge City. Science of the Total Environment, 2019, vol. 652, p. 147-162. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.168>
35. O'BANNON, Deborah J.; MA, Yanan. Post Implementation Assessment of WSUD Approaches: Kansas City Case. WSUD Systems Scale Monitoring and Watershed Level Model Validation. En Approaches to Water Sensitive Urban Design. Woodhead Publishing, 2019. p. 523-539. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812843-5.00025-3>
36. RASHID, Abu Reza M., et al. A comparison of environmental impacts between rainwater harvesting and rain garden scenarios. Process Safety and Environmental Protection, 2022, vol. 159, p. 198-212. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.12.047>
37. REYNEKE, Brandon, et al. Rainwater treatment technologies: research needs, recent advances and effective monitoring strategies. Current Opinion in Environmental Science & Health, 2020, vol. 16, p. 28-33. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2020.02.010>
38. RODRIGUEZ-NARVAEZ, Oscar M.; GOONETILLEKE, Ashantha; BANDALA, Erick. Treatment technologies for stormwater reuse. En Precipitation. Elsevier, 2021. p. 521-549. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822699-5.00021-5>

39. SABEH, Nadia. Rooftop plant production systems in urban areas. En Plant factory. Academic Press, 2020. p. 129-135. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-801775-3.00006-8>
40. SHEVAH, Y. Impact of Persistent Droughts on the Quality of the Middle East Water Resources. En Separation Science and Technology. Academic Press, 2019. p. 51-84. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815730-5.00003-X>
41. SHIMABUKU, Kyle K., et al. Biochar sorbents for sulfamethoxazole removal from surface water, stormwater, and wastewater effluent. Water research, 2016, vol. 96, p. 236-245. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.049>
42. SHRESTHA, Paliza; HURLEY, Stephanie E.; WEMPLE, Beverley C. Effects of different soil media, vegetation, and hydrologic treatments on nutrient and sediment removal in roadside bioretention systems. Ecological Engineering, 2018, vol. 112, p. 116-131. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.004>
43. SUN, Yuqing, et al. Waste-derived compost and biochar amendments for stormwater treatment in bioretention column: Co-transport of metals and colloids. Journal of hazardous materials, 2020, vol. 383, p. 121243. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121243>
44. TIAN, Jing, et al. Nutrient release and ammonium sorption by poultry litter and wood biochars in stormwater treatment. Science of the Total Environment, 2016, vol. 553, p. 596-606. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.129>
45. Thomas W. Edgar David O. Manz. Chapter 3 - Starting Your Research. Research Methods for Cyber Security. 2017, Pages 63-92. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805349-2.00003-0>
46. THOMPSON, Kyle A., et al. Environmental comparison of biochar and activated carbon for tertiary wastewater treatment. Environmental science & technology,

- 2016, vol. 50, no 20, p. 11253-11262. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03239>
47. ULRICH, Bridget A.; LOEHNERT, Megan; HIGGINS, Christopher P. Improved contaminant removal in vegetated stormwater biofilters amended with biochar. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2017, vol. 3, no 4, p. 726-734. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/C7EW00070G>
48. ULRICH, Bridget A., et al. Biochar and activated carbon for enhanced trace organic contaminant retention in stormwater infiltration systems. *Environmental science & technology*, 2016, vol. 49, no 10, p. 6222-6230. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00376>
49. ULRICH, Bridget A.; LOEHNERT, Megan; HIGGINS, Christopher P. Improved contaminant removal in vegetated stormwater biofilters amended with biochar. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2017, vol. 3, no 4, p. 726-734. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/C7EW00070G>
50. YANG, Feikai, et al. A comprehensive review on the long-term performance of stormwater biofiltration systems (SBS): Operational challenges and future directions. *Journal of Environmental Management*, 2022, vol. 302, p. 113956. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113956>
51. YANG, Fujia; GATO-TRINIDAD, Shirley; HOSSAIN, Iqbal. New insights into the pollutant composition of stormwater treating wetlands. *Science of The Total Environment*, 2022, p. 154229. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154229>
52. YANG, Yang; CHUI, Ting Fong May. Optimizing surface and contributing areas of bioretention cells for stormwater runoff quality and quantity management. *Journal of environmental management*, 2018, vol. 206, p. 1090-1103. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.064>
53. YANG, Yun-Ya; TOOR, Gurpal S. $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{18}\text{O}$ reveal the sources of nitrate-nitrogen in urban residential stormwater runoff. *Environmental science & technology*, 2016, vol. 50, no 6, p. 2881-2889. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05353>

54. YANG, Yun-Ya; TOOR, Gurpal S. Stormwater runoff driven phosphorus transport in an urban residential catchment: Implications for protecting water quality in urban watersheds. *Scientific reports*, 2018, vol. 8, no 1, p. 1-10. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29857-x>
55. ZEVENBERGEN, Chris; FU, Dafang; PATHIRANA, Assela. Transitioning to sponge cities: challenges and opportunities to address urban water problems in China. *Water*, 2018, vol. 10, no 9, p. 1230. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/w10091230>

ANEXOS

ANEXOS N° 1: Instrumento de recolección de datos

 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 :		
CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DEL BIOCARBÓN:		
CONTAMINANTE MÁS TRATADOS:		
RENDIMIENTO DE ELIMINACIÓN:		
RESULTADOS :		
CONCLUSIONES:		

Elaboración propia