



UNIVERSIDAD UTE

**FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERÍA E
INDUSTRIAS**

**CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y MANEJO
DE RIESGOS NATURALES**

**EVALUACIÓN DE LA ELIMINACIÓN DE IBUPROFENO
EN BIOFILTROS DE CÁSCARA DE MANÍ
ALIMENTADOS CON AGUAS RESIDUALES
SINTÉTICAS**

**TRABAJO PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO
DE INGENIERA AMBIENTAL Y MANEJO DE RIESGOS NATURALES**

NICOLE MAYTÉ JIMÉNEZ ZAPATA

DIRECTOR: MSc. MARIA ALEXANDRA ENDARA

CODIRECTOR: ROBERTO GRANDA

Quito, agosto 2020

© Universidad UTE. 2020

Reservados todos los derechos de reproducción

FORMULARIO DE REGISTRO BIBLIOGRÁFICO

TRABAJO DE TITULACIÓN

DATOS DE CONTACTO	
CÉDULA DE IDENTIDAD:	0202398939
APELLIDO Y NOMBRES:	JIMÉNEZ NICOLE MAYTÉ
DIRECCIÓN:	Av. De los Granados Y José Queri
EMAIL:	nicole.jimenez@ute.edu.ec
TELÉFONO FIJO:	
TELÉFONO MÓVIL:	0988217274

DATOS DE LA OBRA	
TÍTULO:	EVALUACIÓN DE LA ELIMINACIÓN DE IBUPROFENO EN BIOFILTROS DE CÁSCARA DE MANÍ ALIMENTADOS CON AGUAS RESIDUALES SINTÉTICAS
AUTOR O AUTORES:	JIMÉNEZ ZAPATA NICOLE MAYTÉ
FECHA DE ENTREGA DEL PROYECTO DE TITULACIÓN:	03 de agosto de 2020
DIRECTOR DEL PROYECTO DE TITULACIÓN:	DIRECTOR: MSc. MARÍA ALEXANDRA ENDARA CODIRECTOR: ROBERTO GRANDA

PROGRAMA	PREGRADO <input checked="" type="checkbox"/> POSGRADO <input type="checkbox"/>
TÍTULO POR EL QUE OPTA:	INGENIERÍA AMBIENTAL Y MANEJO DE RIESGOS NATURALES
RESUMEN: Mínimo 250 palabras	<p>En la actualidad el crecimiento poblacional ha generado varios problemas entre ellos la contaminación ambiental y la falta de disponibilidad de agua. Uno de los problemas, es el aumento del uso de contaminantes emergentes, entre ellos el ibuprofeno, el cual llega a los cuerpos de agua causando contaminación a los ecosistemas acuáticos. El presente trabajo buscó evaluar la eliminación de ibuprofeno en biofiltro percolante, humedal, vermifiltro y biofiltro híbrido, compuestos por cáscara de maní y alimentados con agua residual doméstica sintética. Como resultado se logró un alto porcentaje de remoción de ibuprofeno en las cuatro tipologías, consiguiendo concentraciones inferiores a los 4 ppm y eficiencias mayores al 90%, siendo el filtro híbrido y el vermifiltro los más eficientes con una remoción del 97,5% y 97% respectivamente. Esto se atribuyó a la degradación por parte de las plantas, capa activa y lombrices que componen las columnas. Además, las cuatro tipologías presentaron altas eficiencias en la remoción de DQO, siendo el vermifiltro con 88% el más eficiente, seguido del filtro híbrido con 85% en la presencia de ibuprofeno en el agua residual sintética. Mediante este trabajo se ha demostrado que la biofiltración es una alternativa</p>

	<p>altamente eficiente para resolver la problemática y satisfacer las necesidades de remoción de contaminantes emergentes y tener el potencial de ser usados a gran escala para el tratamiento de aguas residuales, brindando así una alternativa de bajo costo, usando residuos agroindustriales como la cáscara de maní y contribuyendo a reducción de contaminación en los cuerpos de agua.</p>
<p>PALABRAS CLAVES:</p>	<p>ibuprofeno, cáscara de maní, biofiltro percolante, humedal, vermifiltro, híbrido</p>
<p>ABSTRACT:</p>	<p>Currently, population growth has generated several problems, including environmental pollution and the lack of availability of water. One of the problems is the increased use of emerging pollutants, including ibuprofen, which reaches the water bodies causing pollution to aquatic ecosystems. The present work sought to evaluate the elimination of ibuprofen in percolating biofilter, wetland, vermifilter and hybrid biofilter, composed of peanut shells and fed with synthetic domestic wastewater. As a result, a high</p>

percentage of ibuprofen removal was achieved in the four typologies, achieving concentrations below 4 ppm and efficiencies greater than 90%, with the hybrid filter and the vermifilter being the most efficient with a removal of 97.5% and 97 % respectively; This was attributed to the degradation by the plants, active layer and earthworms that make up the columns. In addition, the four typologies presented high efficiencies in COD removal, with the vermifilter with 88% being the most efficient, followed by the hybrid filter with 85% in the presence of ibuprofen in the synthetic wastewater. Through this work, it has been shown that biofiltration is a highly efficient alternative to solve the problem and satisfy the needs of removal of emerging pollutants and have the potential to be used on a large scale for wastewater treatment, thus providing a low-cost alternative. cost, using agro-industrial waste such as peanut shells and contributing to reduction of contamination in water bodies.

KEYWORDS

ibuprofen, peanut shell, percolating
biofilter, wetland, vermifilter, hybrid

Se autoriza la publicación de este Proyecto de Titulación en el Repositorio Digital de la Institución.

A handwritten signature in purple ink, appearing to read "Nicole J.", is positioned above the signature line.

f: _____

JIMÉNEZ ZAPATA NICOLE MAYTÉ
0202398939

DECLARACIÓN Y AUTORIZACIÓN

Yo, **JIMÉNEZ ZAPATA NICOLE MAYTÉ**, CI 0202398939 autor/a del trabajo de titulación: **EVALUACIÓN DE LA ELIMINACIÓN DE IBUPROFENO EN BIOFILTROS DE CÁSCARA DE MANÍ ALIMENTADOS CON AGUAS RESIDUALES SINTÉTICAS** previo a la obtención del título de **INGENIERO AMBIENTAL Y MANEJO DE RIESGOS NATURALES** en la Universidad UTE.

1. Declaro tener pleno conocimiento de la obligación que tienen las Instituciones de Educación Superior, de conformidad con el Artículo 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior, de entregar a la SENESCYT en formato digital una copia del referido trabajo de titulación de grado para que sea integrado al Sistema Nacional de información de la Educación Superior del Ecuador para su difusión pública respetando los derechos de autor.
2. Autorizo a la BIBLIOTECA de la Universidad UTE a tener una copia del referido trabajo de titulación de grado con el propósito de generar un Repositorio que democratice la información, respetando las políticas de propiedad intelectual vigentes.

Quito, 03 de agosto de 2020



f: _____

JIMÉNEZ ZAPATA NICOLE MAYTÉ
0202398939

CERTIFICACIÓN DEL TUTOR

En mi calidad de tutor, certifico que el presente trabajo de titulación que lleva por título **EVALUACIÓN DE LA ELIMINACIÓN DE IBUPROFENO EN BIOFILTROS DE CÁSCARA DE MANÍ ALIMENTADOS CON AGUAS RESIDUALES SINTÉTICAS** para aspirar al título de **INGENIERO AMBIENTAL Y MANEJO DE RIESGOS NATURALES** fue desarrollado por **JIMÉNEZ ZAPATA NICOLE MAYTÉ**, bajo mi dirección y supervisión, en la Facultad de Ciencias de la Ingeniería e Industrias; y que dicho trabajo cumple con las condiciones requeridas para ser sometido a las evaluaciones respectivas de acuerdo a la normativa interna de la Universidad UTE.



MSc. MARÍA ALEXANDRA ENDARA

DIRECTOR DEL TRABAJO

C.I.1711000388

DECLARACIÓN JURAMENTADA POR EL AUTOR

Yo, Jiménez Zapata Nicole Mayté, portadora de la cédula de identidad N° 0202398939, declaro que el trabajo aquí descrito es de mi autoría, que no ha sido previamente presentado para ningún grado o calificación profesional, y que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

La Universidad UTE puede hacer uso de los derechos correspondientes a este trabajo, según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la normativa institucional vigente.

Quito, 03 de agosto de 2020



f: _____

JIMÉNEZ ZAPATA NICOLE MAYTÉ
0202398939

CARTA DE CONFORMIDAD DE LA INSTITUCIÓN/EMPRESA AUSPICIANTE



Quito, 17 de agosto de 2020

Mg.
Gloria Roldán
Coordinador de la Carrera de Ingeniería Ambiental y Manejo de Riesgos Naturales
Universidad UTE
Presente.-

De mi consideración:

Con un atento saludo me dirijo a usted, con la finalidad de indicar mi conformidad con la investigación "Evaluación de la eliminación de ibuprofeno en biofiltros de cáscara de maní alimentados con aguas residuales sintéticas" desarrollado por la señorita Nicole Mayte Jiménez Zapata, estudiante de la carrera de Ingeniería Ambiental y Manejo de Riesgos Naturales; investigación que forma parte del proyecto "Estudio de la remoción de contaminantes emergentes usando residuos agroindustriales dentro de procesos de filtración como alternativa de saneamiento" desarrollado por la carrera de Ingeniería Ambiental de la Escuela Politécnica Nacional.

El desarrollo de este proyecto cumplió con los objetivos y requerimientos establecidos inicialmente y tuvo una duración de 11 semanas.

Agradezco cordialmente su atención. Recibe conforme el proyecto de investigación:

Ing. Cristina Almeida, Mg.
Docente de la Facultad de Ingeniería Mecánica
Escuela Politécnica Nacional

DEDICATORIA

A mi madre y padre por su apoyo incondicional desde el momento que me apasioné y elegí esta carrera.

AGRADECIMIENTOS

A las autoridades y docentes de la Universidad UTE quienes me ha permitido avanzar y forjar mi conocimiento de la carrera.

A la Escuela Politécnica Nacional, en especial a la MSc. Cristina Almeida, quien aportó su conocimiento en cada paso de este proyecto, de igual manera a el MSc. Paul Vargas y MSc. Paola Zarate quienes aportaron sus conocimientos y experiencia para el uso de equipos.

A mi directora de tesis MSc. María Alexandra Endara, por su guía en la elaboración de este trabajo y a mí codirector PhD. Roberto Granda por la oportunidad y constante enseñanza.

A mi familia y colegas quienes me han motivado en el desarrollo de este proyecto.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

	PÁGINA
1. INTRODUCCIÓN	3
2. METODOLOGÍA	12
2.1. CONSTRUCCIÓN DE BIOFILTROS	12
2.2. MEDICIÓN DE LOS PARÁMETROS DE OPERACIÓN	16
2.2.1. DETERMINACIÓN DE DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO) 17	
2.2.2. DETERMINACIÓN DE SÓLIDOS VOLÁTILES	19
2.2.3. DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE FENOLES.19	
2.2.4. DETERMINACIÓN DE COMPUESTOS ESPECÍFICOS	20
2.2.5. CUANTIFICACIÓN DE IBUPROFENO	20
2.3. ANÁLISIS DE DATOS	23
2.3.1. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	23
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	24
3.1. PARÁMETROS DE OPERACIÓN	24
3.1.1. TAPONAMIENTO.....	25
3.2. PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS DEL AGUA RESIDUAL SINTÉTICA TRATADA	27
3.2.1. COMPUESTOS AROMÁTICOS.....	27
3.2.2. LIGNINAS Y DERIVADOS	28
3.2.3. UV-VIS346/DQO ÁCIDO LIGNOSULFÓNICO.....	31
3.2.4. FENOLES	33
3.2.5. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	34
3.2.6. SÓLIDOS VOLÁTILES.....	41
3.2.7. REMOCIÓN DE IBUPROFENO	44
3.3. EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE IBUPROFENO EN LAS CUATRO TIPOLOGÍAS	50
4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	55
4.1. CONCLUSIONES	55
4.2. RECOMENDACIONES.....	56
BIBLIOGRAFÍA	57

ÍNDICE DE TABLAS

	PÁGINA
Tabla 1. Concentraciones de Ibuprofeno en cuerpos de agua	5
Tabla 2. Características de la cáscara de maní	11
Tabla 3. Composición del agua residual sintética	15
Tabla 4. Evaluación Operacional	24
Tabla 5. Evaluación del Taponamiento	25

ÍNDICE DE FIGURAS

	PÁGINA
Figura 1. Filtro Percolante	8
Figura 2. Vermifiltro	8
Figura 3. Humedal construido	9
Figura 4. Biofiltro mixto	10
Figura 5. Filtro Percolador	12
Figura 6. Humedal Construido	13
Figura 7. Vermifiltro	14
Figura 8. Biofiltro híbrido	14
Figura 9. Mangueras de Taponamiento	17
Figura 10. Curva de calibración de DQO	18
Figura 11. Curva de calibración de fenoles	20
Figura 12: Pico con el gradiente de (KH ₂ PO ₄) 40: 60 acetonitrilo	21
Figura 13. Curva de calibración de ibuprofeno en el equipo HPLC	22
Figura 14. UV-VIS254/DQO Compuestos aromáticos.	27
Figura 15. UV-VIS272/DQO Lignina	29
Figura 16. UV-VIS272/DQO Lignina	30
Figura 17. UV-VIS346/DQO Ácido lignosulfónico	32
Figura 18. Concentración de fenoles	33
Figura 19. Concentración de DQO en el periodo de estabilización	35
Figura 20. Eficiencia de Remoción de DQO durante el periodo de estabilización	36
Figura 21. Concentración en ppm de DQO en presencia de ibuprofeno	37
Figura 22. Concentración en ppm de DQO en presencia de ibuprofeno	38
Figura 23. Eficiencia de remoción de sólidos volátiles	42
Figura 24. Concentraciones de ibuprofeno en el periodo de estabilización	45
Figura 25. Eficiencias de remoción de ibuprofeno en el filtro percolador durante las 6semanas de monitoreo	46

Figura 26. Eficiencias de remoción de ibuprofeno en el humedal durante las 6 semanas de monitoreo	47
Figura 27. Eficiencias de remoción de ibuprofeno en el vermifiltro durante las 6 semanas de monitoreo	48
Figura 28. Eficiencias de remoción de ibuprofeno en el biofiltro híbrido durante las 6 semanas de monitoreo	49
Figura 29. Comparación de las eficiencias de remoción de ibuprofeno en las cuatro tipologías	50

ÍNDICE DE ANEXOS

	PÁGINA
ANEXO 1. SISTEMA DE FILTRACIÓN UTILIZADO EN EL ESTUDIO	67
ANEXO 2. pH-METRO MODELO pH 600 MILWUAKE	68
ANEXO 3. CONTROL DE TAPONAMIENTO	69
ANEXO 4. EQUIPO HPLC.....	70
ANEXO 5. RESULTADOS DE PRUEBAS DE TUKEY DE DQO	71
ANEXO 6. RESULTADOS DE PRUEBAS DE TUKEY DE SÓLIDOS VOLÁTILES	72
ANEXO 7. RESULTADOS DE PRUEBAS DE TUKEY DE REMOCIÓN DE IBUPROFENO	73
ANEXO 8. RESULTADOS DE ANÁLISIS DE PLAGIO.....	74

RESUMEN

En la actualidad el crecimiento poblacional ha generado varios problemas, entre ellos la contaminación ambiental y la falta de disponibilidad de agua. Uno de los problemas es el aumento del uso de contaminantes emergentes, entre ellos el ibuprofeno, el cual llega a los cuerpos de agua causando contaminación a los ecosistemas acuáticos. El presente trabajo buscó evaluar la eliminación de ibuprofeno en biofiltro percolante, humedal, vermifiltro y biofiltro híbrido, compuestos por cáscara de maní y alimentados con agua residual doméstica sintética. Como resultado se logró un alto porcentaje de remoción de ibuprofeno en las cuatro tipologías, consiguiendo concentraciones inferiores a los 4 ppm y eficiencias mayores al 90%, siendo el filtro híbrido y el vermifiltro los más eficientes con una remoción del 97,5% y 97% respectivamente. Esto se atribuyó a la degradación por parte de las plantas, capa activa y lombrices que componen las columnas. Además, las cuatro tipologías presentaron altas eficiencias en la remoción de DQO, siendo el vermifiltro con 88% el más eficiente, seguido del filtro híbrido con 85% en la presencia de ibuprofeno en el agua residual sintética. Mediante este trabajo se ha demostrado que la biofiltración es una alternativa altamente eficiente para resolver la problemática y satisfacer las necesidades de remoción de contaminantes emergentes y tener el potencial de ser usados a gran escala para el tratamiento de aguas residuales, brindando así una alternativa de bajo costo, usando residuos agroindustriales como la cáscara de maní y contribuyendo a reducción de contaminación en los cuerpos de agua.

Palabras Clave: ibuprofeno, cáscara de maní, biofiltro percolante, humedal, vermifiltro, híbrido

ABSTRACT

Currently, population growth has generated several problems, including environmental pollution and the lack of availability of water. One of the problems is the increased use of emerging pollutants, including ibuprofen, which has a high consumption and is released into the ecosystem causing contamination to water bodies. The present work sought to evaluate the elimination of ibuprofen in percolating biofilter, wetland, vermifilter and hybrid biofilter, composed of peanut shells fed with synthetic wastewater. As a result, a high percentage of ibuprofen removal was achieved in the four typologies, achieving concentrations below 4 ppm and efficiencies greater than 90%, with the hybrid filter and the vermifilter being the most efficient with a removal of 97.5% and 97 % respectively. This was attributed to the degradation by the plants, active layer and earthworms that make up the columns. Furthermore, the four typologies presented high efficiencies in COD removal, with the vermifilter with 88% being the most efficient, followed by the hybrid filter with 85% in the presence of ibuprofen in the wastewater.

Key Words: ibuprofen, biofilters, peanut shell, trickling biofilter, wetland, vermifilter, hybrid biofilter

1. INTRODUCCIÓN

1. INTRODUCCIÓN

El crecimiento poblacional del 9% para 2012-2030 conlleva los principales problemas relacionados con el balance hídrico y consideraciones particulares sobre la calidad y cantidad del agua (UNESCO, 2016).

Actualmente, 750 millones de personas carecen de acceso a servicios de agua potable o tiene acceso a un servicio insuficiente. Al mismo tiempo el crecimiento urbano, demográfico y económico hacen necesario un mayor interés en la gestión de aguas urbanas (IANAS, 2013).

Según la FAO (2012) la producción agrícola mundial se ha incrementado de 2,5 a 3 veces, donde se utiliza un 11 % del agua de la superficie y el 70 % de acuíferos, corrientes fluviales y lagos. La agricultura intensiva causa grave degradación del medioambiente, debido a un uso inadecuado de fertilizantes y pesticidas se genera la contaminación de cuerpos de agua y la pérdida de biodiversidad.

Es importante el equilibrio entre la tierra, el agua y la energía para la disponibilidad de agua en la tierra y en la atmosfera las cuales tienen influencia sobre el clima, ya que alrededor del 65% del agua que cae se almacena en el suelo y de este el 95 % se almacena dentro de las zonas de agua subterránea (FAO, 2019). Además, la disponibilidad del agua dependerá de cómo se almacena, maneja y distribuye por lo que es de suma importancia los aspectos relacionados con la gestión de las aguas superficiales y subterráneas, así como el reciclaje y reutilización del agua.

Según la Organización Mundial de la Salud alrededor de 1,5 millones de personas mueren anualmente por enfermedades asociadas al mal saneamiento e higiene inadecuada de los cuerpos de agua (OMS, 2015). En este contexto, se deriva la importancia de inversión en los sistemas de agua para los países más pobres.

Según Seco, Jiménez, Ruiz, y Ferrer (2018) en la Unión Europea un 11% del territorio padece escasez de agua y se espera que este porcentaje crezca hasta el 30% en 2030, por lo que se está promoviendo las tecnologías para la reutilización de aguas como medida a este problema y reducir la presión de los recursos sobreexplotados de acuíferos, lagos y ríos.

En Latinoamérica, el agua potable no llega a todas las comunidades, a causa de contaminación ocasionada y la falta de tratamiento de las aguas residuales (IANAS, 2013). En el Ecuador, según la FAO (2017), solo el 8% de las aguas residuales recolectadas recibe algún tipo de tratamiento y se estima que más del 80% de las empresas industriales, agroindustriales, de comercio y servicios descargan sus aguas residuales directamente al ambiente sin ningún tipo de tratamiento.

El vertido de aguas residuales sin tratar puede tener una carga de contaminantes que generan consecuencias sobre la salud humana, efectos en el ambiente por la alteración de las masas de agua y de los ecosistemas; y efectos negativos en la economía, como la producción industrial, la pesca, el turismo e indirectamente la exportación (UNESCO, 2017a).

De la misma manera el aumento de la población trae consigo el aumento del consumo de productos farmacéuticos, artículos de cuidado personal, pesticidas, productos químicos de uso industrial o doméstico llamados contaminantes emergentes (UNESCO, 2017b). Los contaminantes emergentes son los compuestos de distinta naturaleza química, cuya concentración en el medio ambiente no es significativa pero su persistencia ambiental causa grandes impactos ecológicos y en la salud humana (Gil, Soto, Usma y Gutiérrez, 2012).

La agencia para Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (EPA) define el término contaminante emergente como sustancias que no tienen un estándar regulatorio y pueden causar efectos perjudiciales sobre la salud y en el medio ambiente (EPA, 2008).

La variedad de productos químicos etiquetados como contaminantes emergentes genera gran preocupación para la EPA por su uso extendido, persistencia química y efectos encontrados en la naturaleza y para el ser humano (EPA, 2008).

Los patrones de uso de los contaminantes emergentes son variados. Algunos son similares a contaminantes tóxicos convencionales porque están asociados con emisiones industriales, mientras que muchos otros son usados diariamente en hogares y empresas, siendo liberados directamente al medio ambiente o pasan por procesos de tratamiento de aguas residuales que no están diseñados para eliminar este tipo de contaminantes (EPA, 2008).

Los efectos negativos que pueden ocasionar los contaminantes emergentes en los cuerpos de agua dependen de la frecuencia, dosis, si está en su forma original y del nicho ecológico donde se encuentren (Fent, Weston y Caminada, 2006).

En la Unión Europea existe un alto consumo de contaminantes emergentes en la medicina humana, como analgésicos y antiinflamatorios, anticonceptivos, antibióticos y muchos otros. Igualmente productos farmacéuticos de uso veterinario, entre ellos antibióticos y antiinflamatorios, con las cifras más altas en Inglaterra, Alemania y Australia (Jones, Voulvoulis y Lester, 2002).

El consumo de productos farmacéuticos en todos los países varía; sin embargo, la clase de medicamentos antiinflamatorios no esteroideos (AINE)

como el paracetamol e ibuprofeno son de uso común en la mayoría de países (Fent et al., 2006). En la Tabla 1 se muestra las concentraciones de ibuprofeno encontradas en los cuerpos de agua.

Tabla 1. Concentraciones de Ibuprofeno en cuerpos de agua

Lugar	IBU [$\mu\text{g L}^{-1}$]	Fuente
España PTAR Galicia	2,75 – 5,70	(Carballa et al., 2004, p. 2 923)
Finlandia PTAR de Aura, Harjavalta, Helsinki, Seinaäjoki, Tampere, Turku y Vaasa.	13,1	(Lindqvist et al., 2005, p. 2 225)
Reino Unido Ríos Tyne, Tees, Mersey y Támesis y lago Belfast	0,928	(Thomas y Hilton, 2004, p. 439)
Suiza Lago Greifensee	1,3	(Tixier, Singer, Oellers y Müller, 2003, p. 1 061)

El ibuprofeno fue creado en 1960 por la compañía Boots. Se deriva de la familia del ácido propiónico y tiene acción analgésica, y antiinflamatoria. Es usado para tratar afecciones comunes de la población como artritis, alivio sintomático de cefaleas, dolor dental, dolor leve y dolor postquirúrgico (Cuesta y Meneses, 2015). Por esta razón es catalogado como medicamento esencial por la Organización Mundial de la Salud.

El ibuprofeno de uso común en la actualidad es excretado y llega a los cuerpos de agua causando contaminación en mares, lagos, aguas subterráneas y ríos, y a las personas, animales y plantas que consuman de ellos. Se han incrementado los estudios de los posibles efectos que genera el ibuprofeno presente en el agua.

En el estudio de Han et al., (2010) se analizó los efectos de ibuprofeno en el equilibrio hormonal sexual del pez *Oryzias latipes*, como resultado, aumentó la producción de 17-estradiol (E2) y disminuyó el de la testosterona. Además, la exposición a 0.0001 mg/ L de ibuprofeno retrasó la eclosión de los huevos causando un desequilibrio ecológico alto al reducir la población de peces (Han et al., 2010).

En el estudio de Fabbri y Franzellitti (2016) el ibuprofeno interfirió con varias vías de señalización del ácido araquidónico en las almejas que actúa como un inhibidor de la ciclooxigenasa y produce sobretranscripción de fosfolipasa A2, enzima que cataliza la hidrólisis de los fosfolípidos. Además, se observó en la almeja *Ruditapes philippinarum* después de una exposición de 7 días a 5 mg/ L de ibuprofeno, una reducción de la estabilidad de la membrana del lisosoma de hemocitos en un 50% y en bivalvos se observó que se produjo una mayor sensibilidad de las branquias a 5 ng / L de ibuprofeno.

En el estudio de Saravanan, Devi, Malarvizhi y Ramesh (2012) se estudió los efectos del ibuprofeno sobre la carpa *Cirrhinus mrigala* donde se observó una disminución significativa en los eritrocitos, concentración media de hemoglobina celular y los niveles de proteínas plasmáticas.

Pomati, Netting, Calamari y Neilan (2004) estudiaron los efectos del ibuprofeno en el crecimiento de la cianobacteria *Synechocystis* sp. PCC6803 y la lenteja de agua *Lemna minor* FBR006, demostrando el estímulo del 72% del crecimiento de *Synechocystis*, pero la inhibición para *Lemna* con una reducción del 25% a dosis de 1 mg/ L.

Es complejo comprender los efectos del ibuprofeno en los organismos ya que algunos son más tolerantes y otros tienen un umbral de toxicidad bajo como la *Hydra attenuata cnidaria* con una sensibilidad de tan solo 320 µg L⁻¹. La ecotoxicidad de las diferentes especies acuáticas varía; sin embargo, estos estudios demuestran como el ibuprofeno en el ambiente genera un desequilibrio ecológico y contaminación, independientemente de la concentración en la que esté presente en los cuerpos de agua.

Debido a los efectos negativos que genera el ibuprofeno en el ambiente, existen varias alternativas para el tratamiento de aguas residuales que pueden contener este contaminante. Existen tecnologías tradicionales que consisten en el tratamiento físico, químico y biológico, que tienen el fin de eliminar los contaminantes del agua o la reducción de su concentración.

Se ha ido desarrollando tecnologías de remediación para la eliminación del ibuprofeno de los cuerpos de agua. En el estudio de Machado et al., (2013) se utilizó como tecnología de remoción de ibuprofeno a las nanopartículas de hierro de valor cero (nZVI), utilizando extractos de orujo de uva, té negro y hojas de vid. Como resultado se degradó un 54 a 66% de la cantidad inicial en soluciones acuosas y en suelos arenosos.

En el estudio de Rede et al. (2016) se aplicaron dos tratamientos de remediación química, oxidación de Fenton y nanoremediación. Ambos tratamientos de remediación química mostraron tener un impacto negativo para los organismos terrestres.

En el estudio de Yuan, Hung y Huang (2018) se examinó el rendimiento de degradación de Ibuprofeno mediante un proceso electrocinético, donde hubo remediación pero el costo representó el 84.1–87.6% de la operación.

La remediación fotocatalítica se empleó en el estudio de Choina et al. (2015) para la remediación del agua de los productos farmacéuticos donde la adsorción del fármaco en ZnO se dio a concentraciones bajas menores a 5 ppm, siendo menos eficiente en concentraciones altas.

Méndez, Maldonado, Gimenez, Esplugas y Malato (2009) experimentaron con la remediación de ibuprofeno por fotocatalisis heterogénea obteniendo como resultado la biodegradación 0.5 y 1.5; sin embargo, el costo de este tratamiento hace que se busque tratamientos biológicos.

Rojas (2015) en su estudio usó la ozonificación para el tratamiento de efluentes contaminados con ibuprofeno y obtuvo una eficiencia del 44,26% de remoción con este método.

Otro tipo de alternativas de bajo costo y alta eficiencia de remoción son los biofiltros usados desde el siglo XVII donde mediante procesos físico-químicos y biológicos producen la degradación de contaminantes. Estos además pueden usar como lecho filtrante residuos industriales, siendo los sistemas más eficientes que contribuyen a la reducción de la contaminación y el aprovechamiento eficiente de residuos.

El rendimiento de los biofiltros es variable, esto depende de la composición del medio filtrante, conductividad, porosidad y vegetación. Existen varios tipos de biofiltros que se comportan de maneras diferentes ante la remediación de los cuerpos de agua.

El filtro percolador es un tipo de biofiltro que fue creado en 1893 en Inglaterra, el cual constaba de tanques impermeables rellenos con piedra triturada. El medio filtrante, usualmente piedra, es donde se adhieren los microorganismos y se depura el agua residual que ingresa (Nodal, 2001).

En la actualidad ha aumentado el uso de estos biofiltros y se ha ido variando la conformación del lecho filtrante al integrar materia orgánica como medio filtrante o la combinación de esta con piedra. Según Garzón y Buelna (2011) varios estudios usan como medio filtrante la turba, astillas de madera y fibras orgánicas permitiendo remover en laboratorio hasta el 84% de DQO. En la figura 1 se muestra la composición del filtro percolante combinado con madera.

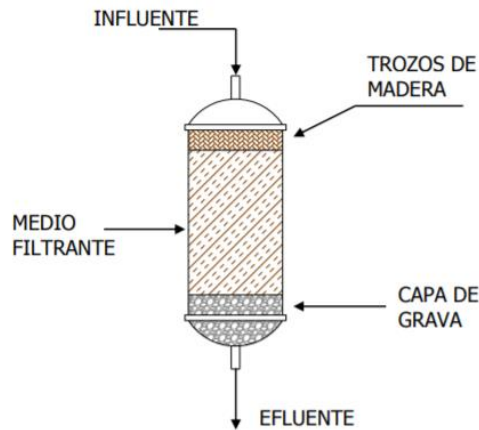


Figura 1. Filtro Percolante
(Cervantes 2009)

Otro tipo de biofiltros que se usan en la actualidad para el tratamiento de aguas residuales, son los vermifiltros, que funcionan como sistemas de depuración mediante el medio filtrante con lombrices y microorganismos. La remediación se da cuando las lombrices, a través de su paso por el medio filtrante, permiten que el oxígeno circule, provocando el crecimiento microbiano y generando la degradación de la materia orgánica. De igual manera las lombrices actúan como biodigestores al alimentarse de la materia orgánica que se queda en el medio filtrante. En la figura 2 se muestra como están conformados los vermifiltros (Cardoso, Ramírez y Garzón, 2014)

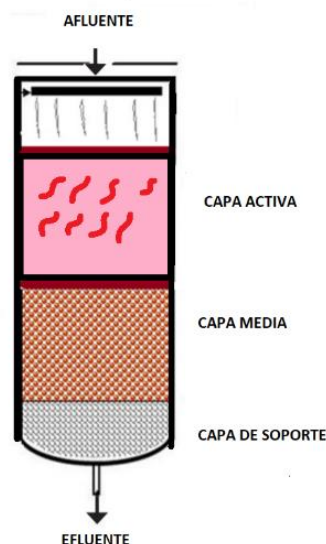


Figura 2. Vermifiltro
(Cardoso et al., 2014)

En el estudio realizado por Cardoso, Ramírez y Garzón se utilizó vermifiltros para el tratamiento de aguas donde se obtuvo alta eficiencia de remoción con un 92 % DQO, 99 % DBO y 97 % SST (Cardoso, Ramirez y Garzon. 2014). Velasco (2015) usó los vermifiltros con una variación al añadir al medio filtrante fibra de coco y aserrín obteniendo una remoción de 97,7 % de turbidez, 94,5 % de DBO5 y 94,1 % de DQO, sugiriendo el uso de la fibra de coco como variante en el sistema tradicional de vermifiltración.

Otra alternativa son los biofiltros de humedales construidos que funcionan como sistemas con vegetación en los que ocurre procesos de descontaminación por procesos físicos, químicos y biológicos. Se desarrolló en Europa como alternativa a los humedales horizontales donde el medio granular no está permanentemente inundado y el agua circula a través de un medio filtrante en contacto con las raíces de las plantas donde se forma una biopelícula que favorece en la descontaminación (Morales, Lopez, Vera y Vidal, 2015). En la figura 3 se muestra como están conformados (García y Corzo, 2008).

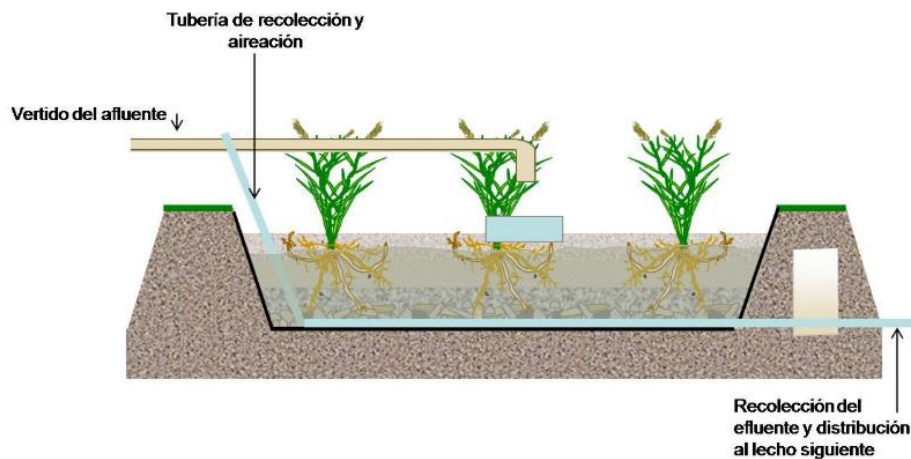


Figura 3. Humedal construido

(García y Corzo, 2008)

En el estudio de Cervantes, Londoño, Gutiérrez y Peñuela (2017) se evaluó la remoción del ibuprofeno de aguas sintéticas mediante humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal con *Cyperus papyrus* y sin plantar. Se comprobó que con los humedales plantados lograron una eficiencia de 84% y 51% en el humedal sin plantar

En el estudio de García y Corzo (2008) los humedales verticales tienen una eficiencia de remoción de la materia orgánica con el 75 % y 95% para la DQO y DB.

Otra tipología de biofiltro es la que tiene las características de todos los anteriores mencionados; son los biofiltros híbridos que están compuestos por plantas acuáticas en el lecho filtrante en simbiosis con lombrices, donde la comunidad microbiana crece en el sistema radicular y acelera la descomposición de contaminantes orgánicos (Samal, Dash y Bhunia, 2017).

En el estudio de Samal, Dash y Bhunia (2017) se demostró que los biofiltros híbridos poseen la máxima capacidad de degradación orgánica y de nitrógeno frente a los vermifiltros, además las eficiencias de eliminación de DBO fueron 80.6% y remoción de sólidos totales de un 84.8% (Samal et al., 2017). En la figura 4 se muestra la composición de estos biofiltros.

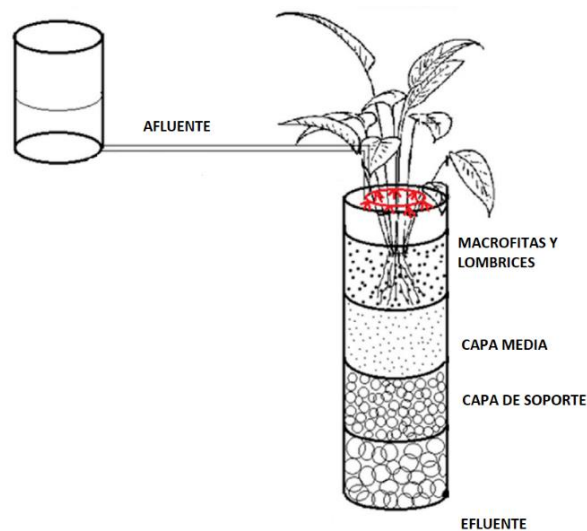


Figura 4. Biofiltro mixto

(Samal et al., 2017)

Todos estos biofiltros depuran el agua contaminada a través del medio filtrante compuesto por material orgánico con la capacidad de actuar como resina natural mediante procesos físico-químicos. Existe una gran variedad de materiales adsorbentes de origen natural provenientes de residuos que tienen diferentes características como el volumen y diámetro de los poros, así como el área específica y la textura del adsorbente, que influyen en la eficiencia de remoción de contaminantes en los sistemas de filtración (Acuña, Araya y Romero, 2016).

Actualmente se usa como materia orgánica adsorbente en varios estudios la corteza del árbol, la cáscara de tamarindo, de plátano, limón, naranja, maní, desechos de tallo de uva, entre otros (Tejada, Villabona y Garcés, 2015). Todos estos son residuos industriales que pueden ser usados para la composición de biofiltros gracias a sus altas eficiencias y bajos costos.

El maní es la semilla de la planta leguminosa *Arachis hypogaea* que puede generar alrededor de 25 a 30 % de cáscara y de 70 a 75 % de semilla (MAG, 2005). De acuerdo con los datos del INEC (2017), el Ecuador tiene una producción aproximada de 5000 toneladas de maní, de los cuales el 25 a 30% representa la cáscara (INEC, 2017). De esta manera la cáscara de maní es un residuo de alta disponibilidad que tiene características adecuadas para ser usadas como medio filtrante (tabla 2).

Tabla 2. Características de la cáscara de maní

Características	Unidades	Valor
Capacidad de retención de agua	kg/kg	2,8 ± 0,03
Área superficial específica	m ² /m ³	268 ± 6
Densidad seca	mg/L	0,223 ± 0,022
Densidad aparente	-	0,052 ± 0,012
pH	-	6,8 ± 0,04
Cenizas	%	3,5 ± 0,21
Materia orgánica	%	95,7 ± 0,72
Nitrógeno Total	%	2,3 ± 0,1
Potasio Total	%	0,31 ± 0,01
Fósforo Total	%	0,025 ± 0,001

(Córdor, 2019)

Frente al problema ambiental que representa la presencia de ibuprofeno en los cuerpos de aguas y la alta disponibilidad como desecho industrial de la cáscara de maní, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la eliminación de ibuprofeno en biofiltros de cáscara de maní alimentados con aguas residuales sintéticas.

Para esto, se plantearon los siguientes objetivos específicos:

1. Construir un sistema de cuatro tipos de biofiltros utilizando cáscara de maní como capa activa para la remoción de ibuprofeno de aguas residuales sintéticas.
2. Caracterizar los parámetros fisicoquímicos del agua residual sintética tratada, con el fin de evaluar la remoción de ibuprofeno y cómo los biofiltros aportan a mejorar la calidad del agua.
3. Comparar los resultados estadísticos para determinar el filtro más eficiente en la remoción de ibuprofeno.

2. METODOLOGÍA

2. METODOLOGÍA

2.1. CONSTRUCCIÓN DE BIOFILTROS

En la primera fase del estudio y en cumplimiento con el primer objetivo, se puso en marcha el funcionamiento de cuatro tipos de biofiltros (Anexo 1), contruidos de botellas PET en columna de 12 cm de diámetro y 90 cm de altura. Cada columna fue dividida en capa activa, capa media y capa de soporte, de 30 cm cada una.

Para la construcción del filtro percolador, la capa activa fue constituida por 25% de cáscara de maní de 850 μm a 2mm de diámetro previamente lavada y secada y 75 % de aserrín, en base a los estudios de Tejor (2019) donde se analizó el efecto toxicológico de la cáscara de maní sobre *Schoenoplectus californicus* y *Eisenia foetida*. Para la capa media se usó arena con un diámetro de 0,1 a 0,2 cm y en la capa inferior se usó grava con diámetro de 1 a 2,5 cm. En la Figura 5 se muestra como está conformado este filtro.

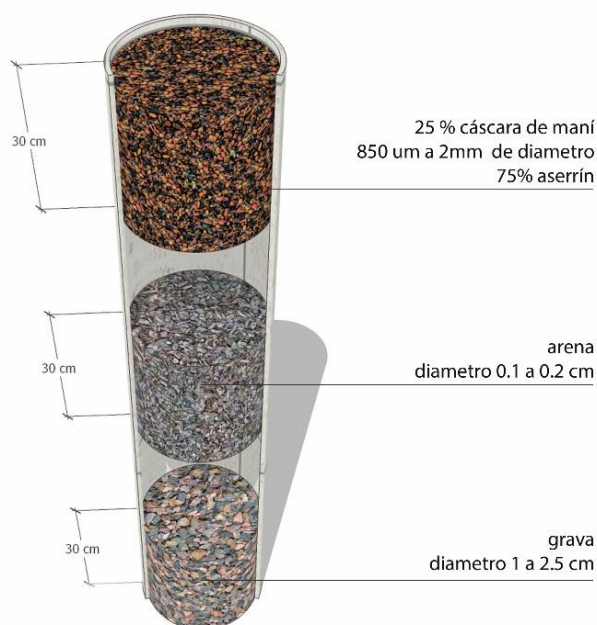


Figura 5. Filtro Percolador

Para la construcción de humedal se usó la planta macrófitas *Schoenoplectus californicus* más conocidas como totoras, para que por medio de sus raíces

se forme películas bacterianas para favorecer la filtración y adsorción de los componentes del agua residual. En la Figura 6 se muestra cómo está conformada.

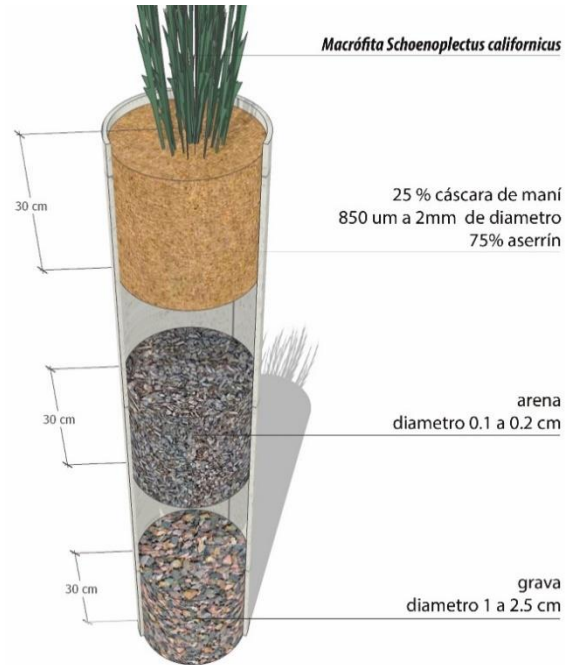


Figura 6. Humedal Construido

El vermifiltro se construyó con las características del percolador, pero se añadió en la capa activa las lombrices *Eisenia foetida* también conocida como lombriz roja californiana, para la degradación de la fracción orgánica presente en el agua residual como se muestra en la Figura 7.

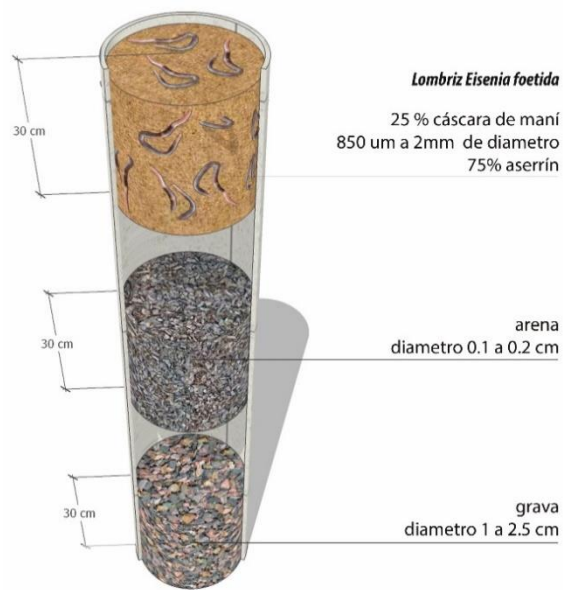


Figura 7. Vermifiltro

La construcción de biofiltro híbrido se usó las plantas macrófitas *Schoenoplectus californicus* y la lombriz *Eisenia foetida* en la capa activa y con la misma composición en el resto de las capas como se muestra en la Figura 8.

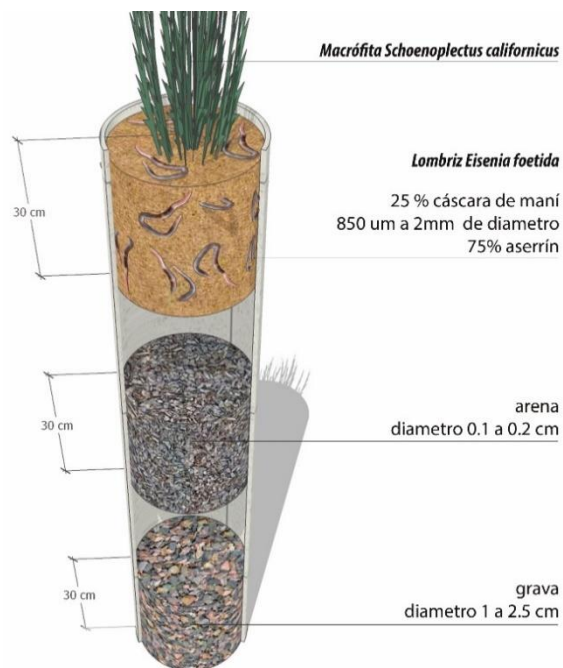


Figura 8. Biofiltro híbrido

Estos biofiltros fueron alimentados por un sistema de gravedad con 8 litros de agua residual sintética con la composición acorde a Almeida et al. (2017) para

tener características diarias iguales y evitar que la materia orgánica cambie. La tabla 3 muestra la composición del agua residual doméstica sintética.

Tabla 3. Composición del agua residual sintética

Compuesto	Cantidad
Gelatina	0,272 g
Almidón	0,8 g
Azúcar	1,36 g
Leche	1,6 g
Jabón	0,024 g
Bicarbonato de Sodio	1,2 g
Sulfato de Amonio	0,5936 g
Sulfato de magnesio	0,024 g

(Almeida, Espinoza, Muñoz, y Villamar, 2017)

La tasa hidráulica es un parámetro que influye en la eficiencia de los biofiltros con la eliminación de la materia orgánica y nutrientes. En base al estudio de Córdor (2019) se utilizó la tasa hidráulica más eficiente de $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2$ regulada mediante equipos de venocllisis.

Los biofiltros fueron alimentados por agua residual sintética durante 5 semanas para conseguir su estabilización. Una vez estables se integró 160 mg/ L de ibuprofeno.

Se utilizó el estándar de ibuprofeno con una pureza del 99% (Sigma-Aldrich) y se solubilizó con NaOH al 0.1 N. La cantidad añadida fue acorde a la ecotoxicidad del fármaco ante las lombrices y plantas usadas en este estudio.

Cada biofiltro fue cubierto con fundas negras para evitar la proliferación de algas y protección de las lombrices. La operación de cada columna de biofiltración fue controlada con mediciones diarias de caudal, humedad, temperatura y pH.

En cumplimiento con el segundo objetivo se caracterizó los parámetros fisicoquímicos, con el fin de evaluar el funcionamiento de los filtros.

2.2. MEDICIÓN DE LOS PARÁMETROS DE OPERACIÓN

El pH fue medido diariamente con el potenciómetro modelo pH 600 Milwaukee y la humedad con un medidor de humedad y temperatura del suelo XH300 Wireless (Anexo 2).

El taponamiento o clogging se midió mediante un piezómetro acoplado en cada uno de los biofiltros (Anexo 3). Se tomó la altura del nivel del agua al empezar el funcionamiento del sistema y después de 8 horas de operación diariamente. La Figura 9 muestra los piezómetros instalados en las columnas de biofiltración para la medición de clogging. Se aplicó la fórmula [1]:

$$HF=H1-H2$$

[1]

Donde:

HF= pérdida de carga hidráulica (cm)

H1= altura inicial del piezómetro (cm)

H2= altura final del piezómetro (cm)

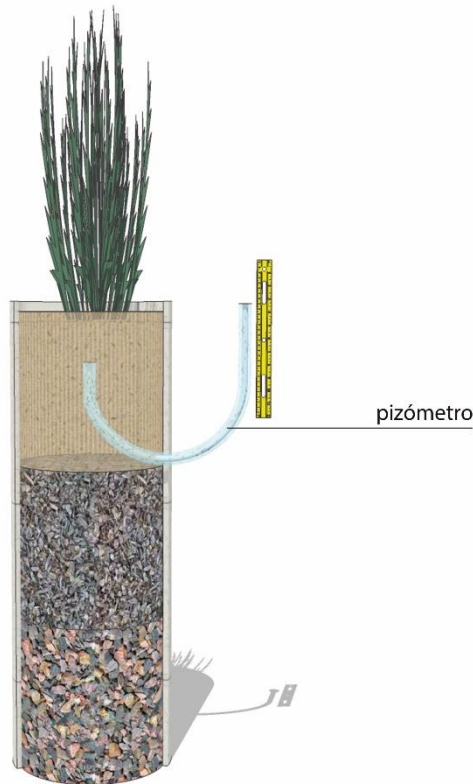


Figura 9. Mangueras de Taponamiento

Se tomaron muestras del afluente con los protocolos establecidos en las normas INEN 2 176:1998. La refrigeración bajo las normas INEN 169:1998.

2.2.1. DETERMINACIÓN DE DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

La Demanda química de oxígeno se determinó en base a la metodología de APHA 5520D. Se realizó la curva de calibración a partir de la disolución patrón de ftalato de ácido de potasio para preparar estándares para la curva de calibración de concentración: 0, 250, 500, 750, 1000 mg/l.

Para la elaboración de la disolución patrón de ftalato de ácido de potasio, se secó a 120 °C hasta conseguir un peso constante y se disolvió 4,25 g en 1 litro de agua destilada (APHA, 2005).

Para la medición se elaboró una solución digestora usando 10,216 g $K_2Cr_2O_7$ y 33 g de $HgSO_4$ disueltos en 500 ml de agua destilada y se añadió 167 ml de ácido sulfúrico concentrado. Se completó hasta 1 L con agua destilada (APHA, 2005).

Para la elaboración de la solución catalítica se disolvió 10.7 de $AgSO_4$ en un litro de ácido sulfúrico concentrado y se dejó reposar durante dos días para su completa dilución (APHA, 2005).

Curva de Calibración

Se colocó 2,5 mL de muestra previamente homogenizada en un tubo de digestión. Paralelamente se preparó un blanco con 2,5 mL de agua destilada.

Se añadió a cada tubo 1,5 mL de solución digestora y 3,5 mL de solución catalítica. Se homogenizó y se digestó en el digestor DR Hach 2800 a 150 °C por dos horas (APHA, 2005).

Finalmente se midió la absorbancia a 600 nm en el Espectrofotómetro DRB 2800, contra un blanco de reactivo. En la Figura 10 se muestra la curva de calibración.

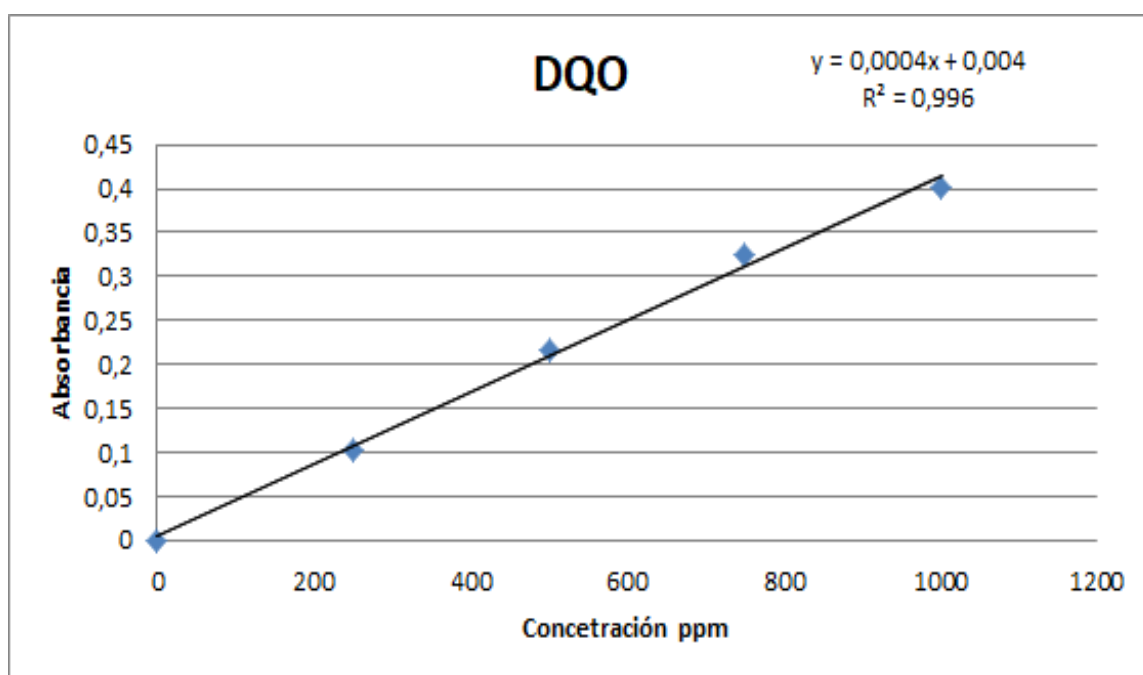


Figura 10. Curva de calibración de DQO

Mediciones

Se realizó el mismo procedimiento que para la curva de calibración. La concentración de DQO se obtiene a partir de la ecuación obtenida en la recta de calibración.

2.2.2. DETERMINACIÓN DE SÓLIDOS VOLÁTILES

Para la determinación de sólidos volátiles totales se usó la metodología APHA 2540E por calorimetría. Se taró crisoles durante 24 horas en una estufa a 105°C y se pesó.

Se añadió 50 ml de la muestra en el crisol (P0) y se dejó secar en la estufa durante 24 horas. Finalizado este tiempo se pesó (P1). Posteriormente se colocó los crisoles en una mufla a 550°C durante 20 min y se pesó (P2) (APHA, 2005).

La cantidad de sólidos volátiles se determinó mediante la diferencia de pesos [2]:

$$\text{Sólidos Volátiles} = \frac{P2 - P1}{50 \text{ ml}}$$

[2]

Donde:

P1= Peso 1

P2= Peso 2

2.2.3. DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE FENOLES

La determinación de fenoles se hizo en función de la metodología APHA 5530 por la técnica de espectrofotometría. Se preparó una solución buffer de KH₂PO₄ 0,2 M pesando 27,22 g de KH₂PO₄ y disolviendo en agua destilada. Se ajustó el pH a 6,0 con NaOH 30% y se aforó a 1 litro (APHA, 2005).

Curva de Calibración

Para las mediciones se realizó la curva de calibración mediante soluciones de concentraciones de 0, 50, 100, 200, 300 ppm a partir de una solución de fenol de 1000 ppm.

Para la medición en el espectrofotómetro, se colocó 2 ml de la solución buffer y 100 µl de una de las soluciones preparadas y se midió a una longitud de onda de 215 nm en el Espectrofotómetro UV VIS. En la Figura 11 se muestra la curva de calibración.

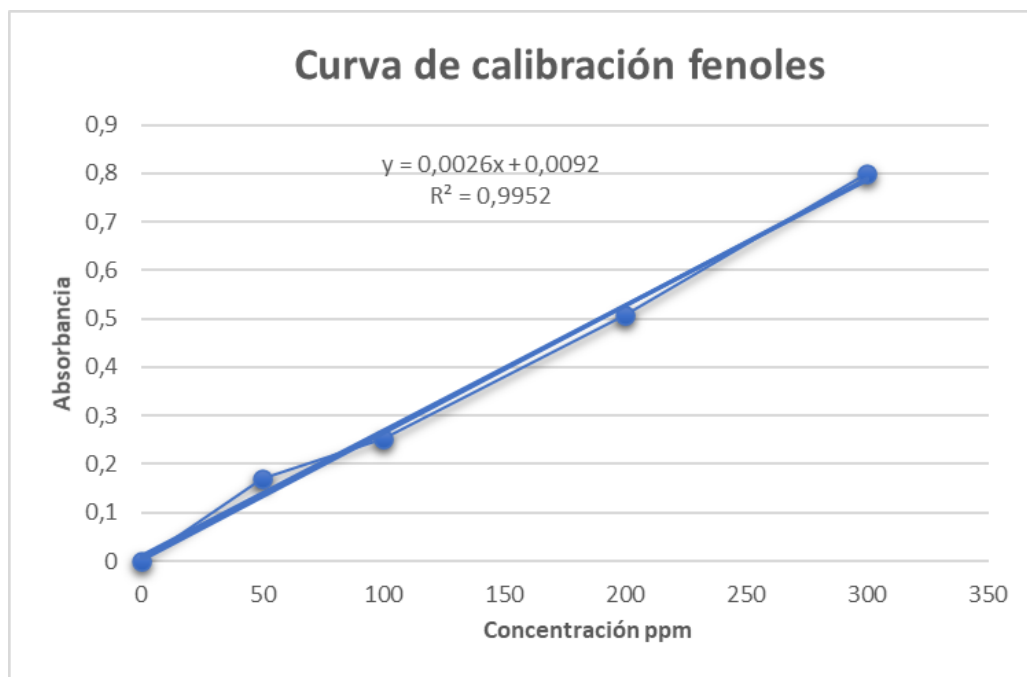


Figura 11. Curva de calibración de fenoles

Mediciones:

Se colocó en una cubeta de cuarzo 2 mL de buffer y 100 μ L de la muestra problema previamente filtradas en filtros de 0.45 μ m. Se midió a una longitud de onda de 215 nm y se obtiene la concentración en base a la ecuación obtenida en la recta de calibración.

2.2.4. DETERMINACIÓN DE COMPUESTOS ESPECÍFICOS

Se filtraron las muestras en filtros de 0.45 μ m y se realizó diluciones 1:10 de cada una de las muestras en agua destilada.

Se midió en el espectrofotómetro la absorbancia obtenida en las siguientes longitudes de onda: 254 (compuestos aromáticos), 272 y 280 (lignina y derivados) y 346 (ácido lignosulfónico) (APHA, 2005).

2.2.5. CUANTIFICACIÓN DE IBUPROFENO

Para la identificación y cuantificación de ibuprofeno, se empleó un equipo de cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) de marca Agilent Technologies, modelo 1 120 Compact LC (Anexo 4) y con la ayuda del

software Agilent Technologies EZChrom Elite TM Compact (Versión 3.3.2), que se encuentra en el Departamento de Ciencias Nucleares de la Escuela Politécnica Nacional.

Se utilizó una columna de la marca Agilent Technologies tipo Zorbax Eclipse Plus Phenyl-Hexyl C18, con un diámetro interno de 4,6 mm y una longitud de 150 mm, a una temperatura constante de 40 °C.

En base al estudio de Rojas (2015) se utilizó como fases móviles de acetonitrilo HPLC y agua HPLC. Con el fin de mejorar la polaridad de la fase móvil a un pH de 5,66 se le añadió un buffer de fosfato monobásico de potasio (KH₂PO₄) en una concentración de 5 mM en el agua HPLC. Se usó un gradiente 40:60, donde se producía una buena separación y definición de los picos. Como se muestra en la figura 12.

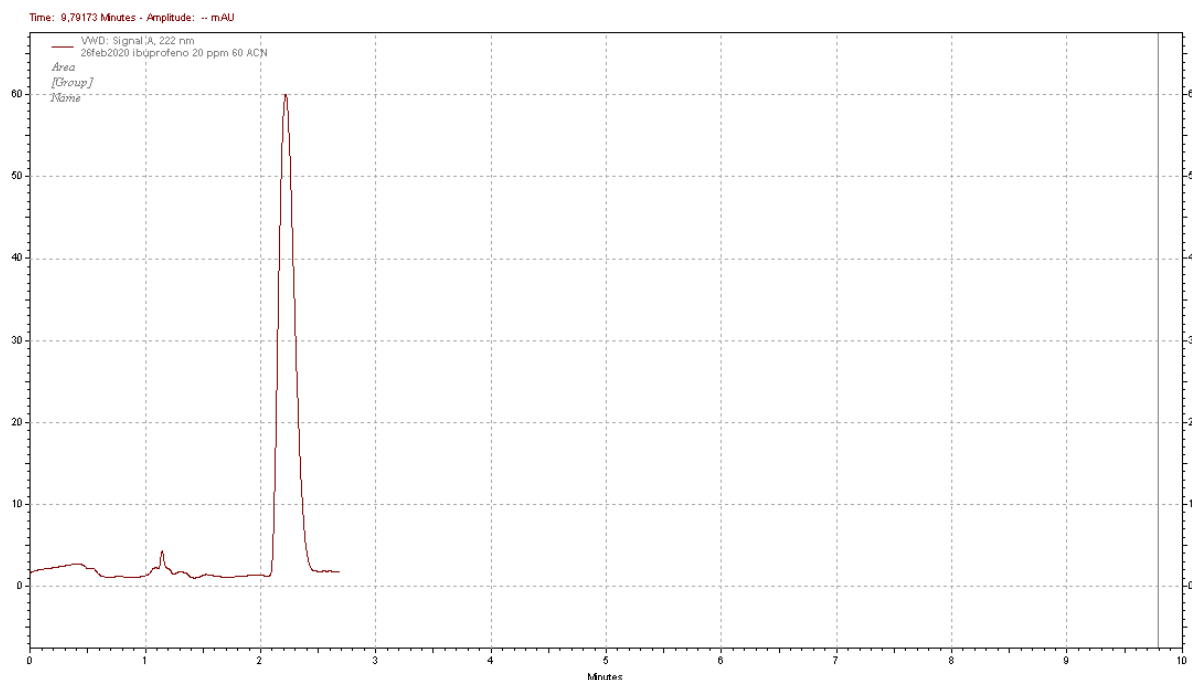


Figura 12: Pico con el gradiente de (KH₂PO₄) 40: 60 acetonitrilo

Para la preparación del buffer de KH₂PO₄ 5 mM se realizó el siguiente cálculo:

$$\frac{5 \text{ mM KH}_2\text{PO}_4}{1\text{L}} \times \frac{1 \text{ mol KH}_2\text{PO}_4}{10^3 \text{ mM KH}_2\text{PO}_4} \times \frac{136,1 \text{ g KH}_2\text{PO}_4}{1 \text{ mol KH}_2\text{PO}_4} = \frac{0,6805 \text{ g KH}_2\text{PO}_4}{\text{L solución}}$$

Se añadió 0,6805 g por cada litro que se va a preparar.

Curva de Calibración

Una vez establecidas las condiciones de operación en el equipo HPLC para encontrar una buena separación y definición de los picos con el uso de la gradiente, se procedió a elaborar las curvas de calibración con diluciones de concentraciones entre 0,05 ppm a 20 ppm a partir de una solución madre de 1000 ppm de ibuprofeno y agua HPLC, como se muestra en la figura 13.

Estas disoluciones fueron filtradas en filtros de 0,45 μm e inyectadas en viales ámbar con capacidad de 2 mL con la ayuda de jeringuillas estériles de 1 mL.

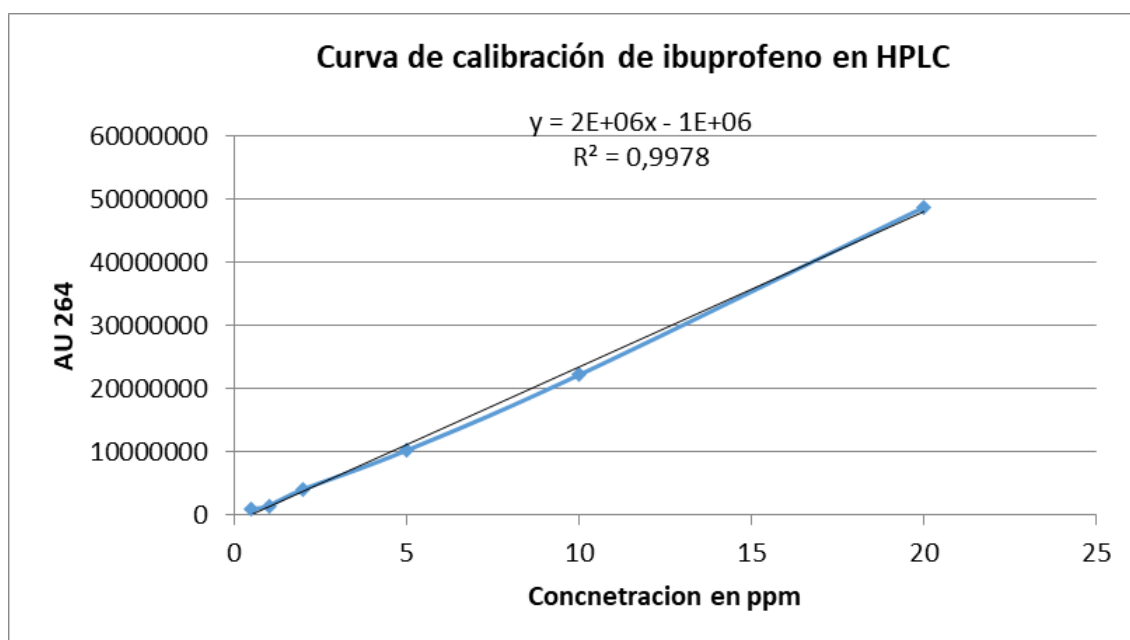


Figura 13. Curva de calibración de ibuprofeno en el equipo HPLC

Mediciones

Las mediciones de las muestras de agua tratada fueron previamente filtradas con filtros de 0,45 μm e inyectadas en los viales ámbar.

2.3. ANÁLISIS DE DATOS

El análisis de datos se realizó en el programa Excel 2010 y las gráficas con el programa OriginPro 8. Los datos de pH, humedad, taponamiento y temperatura de cada columna fueron tabulados para obtener su media y rango al que funcionaban.

Los datos de caracterización del efluente fueron tabulados y convertidos en gráficas de barra y de cajas con las eficiencias y concentraciones promedios. Para lignina, compuestos orgánicos, compuestos derivados de lignina y ácido lignosulfónico se tabuló la absorbancia y se dividió para la concentración de DQO de cada filtro.

Para la eficiencia de eliminación de cada biofiltro se aplicó la fórmula utilizada por Zhao (2012). [3]:

$$n = \frac{C_i - C_f}{C_i} * 100$$

[3]

Donde:

- n=rendimiento (%)
- Ci= concentración inicial (mg/L)
- Cf= concentración final (mg/L)

2.3.1. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Se realizó un análisis ANOVA con pruebas de Tukey en el programa InfoStat para evaluar las eficiencias obtenidas en los biofiltros.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. PARÁMETROS DE OPERACIÓN

En la tabla 14 se muestra la evaluación operacional de las cuatro tipologías donde presentan un pH neutro en rangos de 6,8 a 7,6; favoreciendo a los procesos de biofiltración. La humedad varía de 67% a 95%, siendo los de mayor valor el vermifiltro (L) y el biofiltro híbrido (LP). La variación de los rangos de la temperatura no es alta, sin embargo, esta dependía del clima de la ciudad.

Tabla 4. Evaluación Operacional

Filtro	pH		Humedad (%)		Temperatura	
	Promedio	Rango	Promedio	Rango	Promedio	Rango °C
C	7,3	6.8-7,6	80,12	67-90	21,04	18-23
P	7,4	7-7,6	89,64	80-95	21,11	19-23
L	7,2	7,1-7,4	98	95-99	21,31	18-24
LP	7,3	7-7,5	98	95-99	21,39	19-24

C: Percolante; P: Humedal; L: vermifiltro; LP: híbrido

Las tipologías compuestas P, L, LP fueron las más analizadas ya que estos factores pueden afectar las condiciones óptimas de lombrices y plantas, por ende, afectar a la eficiencia de las columnas. Sin embargo, las cuatro tipologías presentaron concentraciones estables en los tres parámetros medidos.

En estudio de Arora y Kazmi (2015) se exploró los efectos de la temperatura en la eficacia del tratamiento de aguas residuales domésticas sintéticas mediante vermifiltros, obteniendo resultados que mostraron que la variación de la temperatura tuvo un efecto significativo sobre la demanda química de oxígeno (DQO) con una mayor reducción cuando la temperatura media fue de 25° a 27° C , siendo este rango óptimo para las especies de lombrices de tierra *E. foetida*.

Las lombrices de tierra tienen una gran adaptación ecológica y su distribución en el suelo depende de factores como la humedad del suelo, disponibilidad de materia orgánica y pH del suelo. En el estudio de Sinha, Bharambe y Chaudhari (2008) se concluyó que a temperatura óptima se encuentra entre 20-25 °C y una humedad del 60-75%.

Kanchilakshmi (2016) concluyó que la altitud juega un papel importante en la densidad de población de lombrices de tierra junto con los factores climáticos y los factores fisicoquímicos del suelo, además de que estas aportan fertilidad al suelo. De igual manera consideró que la temperatura óptima para las lombrices estaba en el rango de 20°-25° C.

Sharma et al., (2013) en su estudio correlacionó el valor medio del pH del efluente con la temperatura, el metabolismo y la respiración de las lombrices de tierra ya que resulta en la liberación de CO₂ el cual es responsable de bajar el pH con la formación de ácido carbónico débil manteniéndolo en un pH 6.8 ± 0.2. Además, Arora y Kazmi (2015) concluyeron que la vermifiltración se verá afectada por la temperatura ante la eficiente remoción de materia orgánica y patógenos ya que estas se dan por la oxidación y proceso de descomposición de microorganismos y lombrices de tierra.

Las *Schoenoplectus* más conocidas como totoras, son altamente usadas en la actualidad para la biorremediación. Según Neubauer et al., (2012) esta especie de plantas tiene amplia tolerancia a los cambios en el pH de 4 – 10 y la temperatura de 10 a 32 °C.

En este contexto, las condiciones que se manejaron en la operación de los biofiltros se encuentran dentro de las establecidas por los autores citados, brindando las condiciones óptimas para las plantas *Schoenoplectus californicus* y las lombrices *Eisenia foetida*.

3.1.1. TAPONAMIENTO

En la tabla 5 se muestra los valores promedio del taponamiento que presentaron los biofiltros durante las once semanas de monitoreo, obtenido mediante la fórmula 1. Las cuatro tipologías mostraron un taponamiento positivo, el filtro percolante es el que mostró un taponamiento cercano a cero.

Tabla 5. Evaluación del Taponamiento

<i>Filtro</i>	<i>Promedio (cm)</i>
<i>C</i>	0,31
<i>P</i>	4,3
<i>L</i>	2,48
<i>LP</i>	2,84

C: Percolante; **P:** Humedal; **L:** Vermifiltro; **LP:** Híbrido

Según Healy, Rodgers y Mulqueen (2007) el taponamiento o clogging es un problema al aumentar el tiempo promedio de retención de agua en el filtro y reduce su efectividad al producir un estancamiento. Los autores atribuyen a la acumulación de microorganismos en superficies como biopelículas y acumulación de materia orgánica en la capa superior, los causantes del taponamiento. Además, recomiendan que los biofiltros se deben alimentar a una tasa de carga orgánica que no exceda 22 g DBO5 m² al día y a una velocidad de carga hidráulica de 40–80 L m² día.

En el estudio de Healy et al., (2007) estudiaron las causas del taponamiento de filtros compuestos de arena, al desmantelar la columna, se investigó la causa y los efectos de la obstrucción. Como resultado el principal mecanismo responsable de la obstrucción fue la acumulación de biomasa y en el análisis de microscopía electrónica de barrido se confirmó la existencia de una capa orgánica obstructora en la superficie de la capa de arena superior.

Platzer y Mauch (1997) analizaron la influencia de la temperatura en la obstrucción del suelo. A mayor temperatura hay una mayor actividad biológica y mayores tasas de crecimiento, dando como resultado una degradación más rápida de la materia orgánica que llena los poros de un mayor contenido de biomasa. Además, analizaron la influencia y los efectos de los diferentes ciclos de carga, concluyendo que los ciclos de carga intermitentes aportan aireación del suelo, lo que conduce a una biodegradación más rápida de carga orgánica.

Winter y Goetz (2003) concluyeron en su estudio sobre el impacto de la composición de las aguas residuales en los fenómenos de obstrucción del suelo de humedales artificiales de flujo vertical que, para prevenir este problema, la concentración de la carga de DQO y TSS no debe exceder 20 g/ m² día y 5 g/ m² día respectivamente. Los autores recomiendan períodos de descanso para evitar que el sistema se obstruya a largo plazo.

De igual manera Torrens (2015) en su estudio del comportamiento de humedales para la remediación de aguas residuales, el *clogging* era uno de los factores que influyó en la eficiencia de remoción de contaminantes, este factor fue controlado mediante carga hidráulica controlada, uso de arena lavada, periodos de descanso para los biofiltros y alimentación por goteo para prevenir obstrucciones.

También según Díaz y Giraldo (2000) el crecimiento de biopelícula puede provocar la saturación y taponamiento en los biofiltros. Además Medina (2012) en su estudio establece que la mayoría de los filtros, requieren un retro lavado para eliminar el exceso de sólidos, biopelícula y aglomerados que pueden causar obstrucciones.

En concordancia con los autores antes mencionados, el taponamiento influye en la eficiencia de los biofiltros, sin embargo, el control de los factores que

afectan al mismo durante las once semanas de monitoreo llevó a que los resultados sean positivos.

3.2. PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS DEL AGUA RESIDUAL SINTÉTICA TRATADA

3.2.1. COMPUESTOS AROMÁTICOS

En la figura 14 se representa las concentraciones de los compuestos aromáticos presentes en cada biofiltro mediante la relación de absorbancia en la longitud 254 con la concentración de DQO. El filtro percolador (C) presenta un rango de 0,00039 a 0,00081, el humedal construido (P) presentó un rango de 0,00089 a 0,00355, el vermifiltro de 0,00086 a 0,00395 y el híbrido 0,00032 a 0,000965.

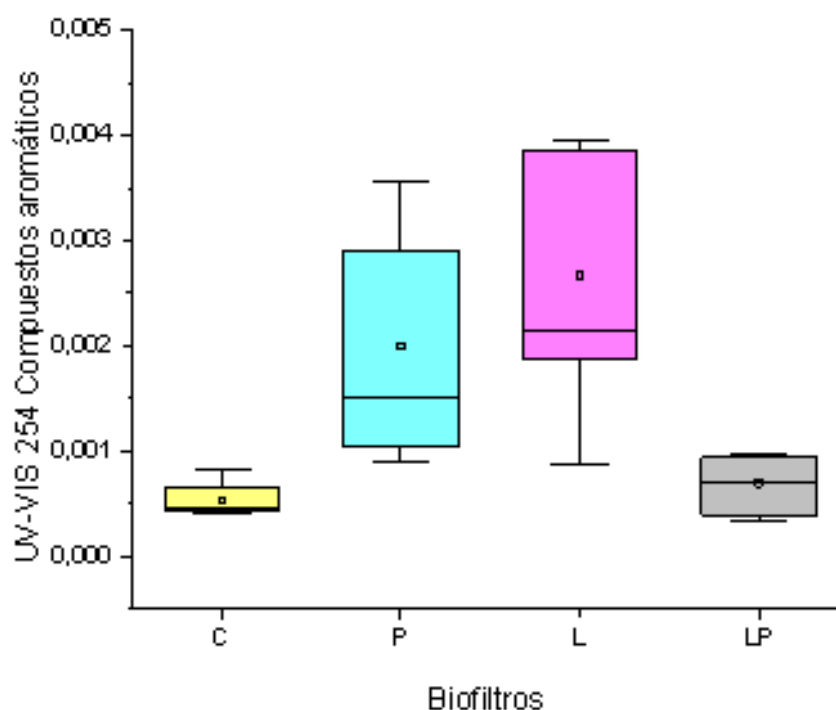


Figura 14. UV-VIS254/DQO Compuestos aromáticos.

C: Percolante; P: Humedal; L: Vermifiltro; LP: Híbrido

Estos valores son mayores a los valores medidos en el agua residual que alimenta a los biofiltros en rangos de 0.00020 a 0.00072. Córdor (2019) atribuye los valores presentes en el efluente al desprendimiento de los compuestos aromáticos de cáscaras y plantas, generando mayor concentración en los biofiltros que están compuestos por estos dos elementos.

Según Zhang et al., (2006) los compuestos aromáticos principales que se encuentran en las aguas residuales de las plantas de tratamientos de aguas contribuyen a los valores de DQO y que estos a altas concentraciones pueden mostrar toxicidad aguda para los organismos.

En el estudio de Chamorro, Xavier y Vidal (2005) se atribuye la presencia de color en los efluentes, a los compuestos aromáticos derivados de la lignina, concluyendo que estos no son biodegradables en entornos aeróbicos. De igual manera Rintala y Lepistö, (1992) establecieron que el tratamiento aeróbico aumentó solo el color de aguas debido al aumento de oxidación en compuesto fenólicos.

Larrea, Forster y Melé (1989) atribuyeron que los efluentes podrían tener lugar simultáneamente a la formación de color filtrable debido a la oxidación bioquímica de algunos grupos funcionales de la lignina. Además, explican que debido a la transformación de algunos grupos funcionales de la lignina a estados más oxidados reduciría el DQO.

Chamorro et al., (2005) en su estudio relacionó la absorbancia UV254 / UV280, demostrando el comportamiento recalcitrante de los compuestos derivados de la lignina y la polimerización de compuestos aromáticos debido al tratamiento aeróbico.

En concordancia con los autores citados, el contenido de compuestos aromáticos es relacionado con el contenido de lignina de la cáscara de maní que conforma la capa activa y la presencia de plantas en las columnas que forman estos compuestos por oxidación dentro de los biofiltros. Además de la coloración que presentaba el efluente.

3.2.2. LIGNINAS Y DERIVADOS

En la Figura 15 se puede observar la relación de la absorbancia a 272 con la concentración de DQO. La concentración más alta presenta el biofiltro híbrido (LP) con un rango de 0,000405 a 0,00119. El filtro percolador (C) presenta un rango de 0,00036 a 0,00080, el humedal construido (P) presentó un rango de 0,00030 a 0,00088 y el vermifiltro (L) de 0,00014 a 0,00068.

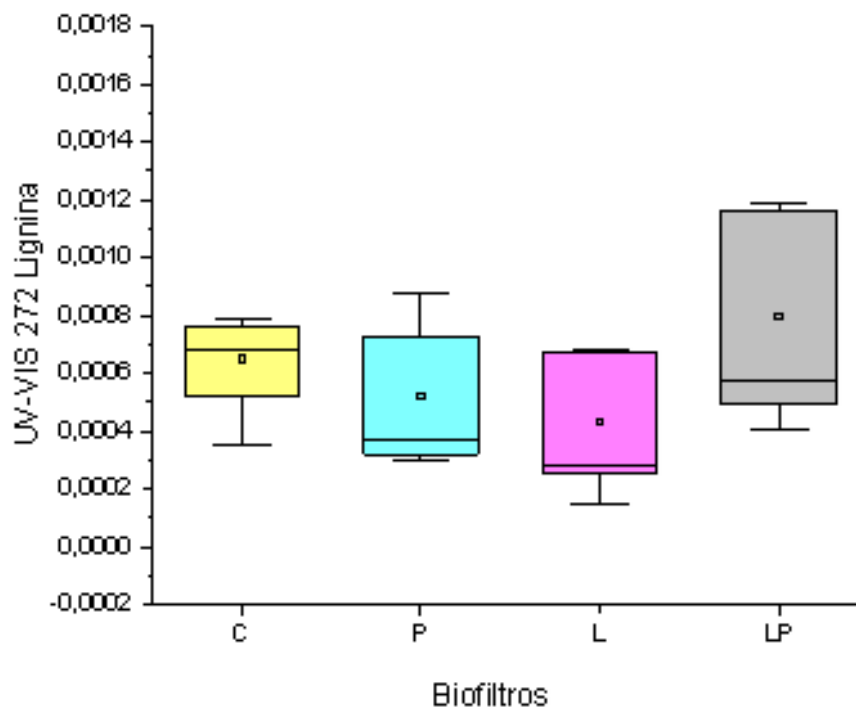


Figura 15.UV-VIS272/DQO Lignina

C: Percolante; **P:** Humedal; **L:** Vermifiltro; **LP:** Híbrido

En la Figura 16, se puede observar la relación de la absorbancia a 280 con la concentración de DQO. Las concentraciones más altas presentan el biofiltro híbrido con un rango de 0,00028 a 0,00083. El filtro percolador (C) presenta un rango de 0,00024 a 0,00055, el humedal construido (P) presentó un rango de 0,00021 a 0,00061, el vermifiltro (L) de 0,00010 a 0,00047.

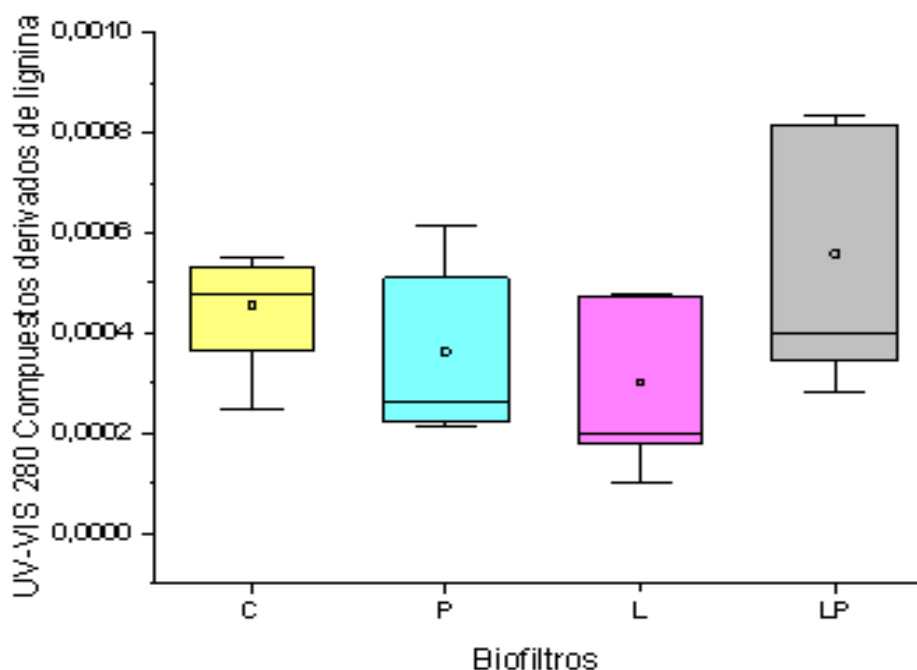


Figura 16. UV-VIS272/DQO Lignina

C: Percolante; P: Humedal; L: Vermifiltro; LP: Híbrido

El contenido de lignina en el efluente de las cuatro tipologías es mayor al influente. Estos resultados se pueden ver ligados al desprendimiento de estos compuestos de la cáscara de maní en el proceso de tratamiento de agua que ocurre dentro de la columna.

Los principales componentes de los residuos agrícolas son lignina, hemicelulosa y celulosa. Según Nasir, Kyazze y Keshavarz (2013) la mayoría de la biomasa lignocelulósica agrícola está compuesta de 10% a 25% de lignina que es un polímero complejo compuesto de varios enlaces de alcoholes aromáticos. Además, estos residuos por su composición forman parte del uso en tecnologías alternativas y ecológicas que introducen la lignocelulosa para el tratamiento de aguas (Pérez, Muñoz, De La Rubia y Martínez, 2002).

Zaaba y Ismail (2018) en su estudio confirmaron que las cáscaras de maní tienen como componente principal a la lignina en un 30,2% dándole las características del material recalcitrante de la biomasa vegetal y la resistencia a la biodegradación en condiciones ambientales normales. Anike y Yusuf (2016) establecen que la cáscara de maní tiene el contenido de lignina entre 2 a 4 veces mayor que otros residuos agrícolas como cáscara de arroz, trigo, caña de azúcar y mazorca de maíz.

En el estudio de Chamorro et al., (2005) analizaron la relación UV280 / DQO y se demostró que el tratamiento aeróbico no es capaz de mineralizar los compuestos de lignina tanto como la materia orgánica medida como DQO, concluyendo que la DQO residual consistía en compuestos de lignina, que también eran las principales especies aromáticas en los efluentes. Además, la concentración de lignina experimentó cambios constantes, los cuales fueron asociados al tratamiento biológico por biodegradación o adsorción en la biomasa y asociaron la coloración del agua a la polimerización de ligninas, como resultado aumentó la cantidad de compuestos aromáticos.

Pineda, Alba, Thalasso y Ponce (2004) asociaron la degradación de la cáscara de maní dentro de los biofiltros, al consorcio bacterias aerobias y hongos lignocelulolíticos que se encuentran naturalmente a las cáscaras de maní y que los nutrientes se liberan después de degradación de la hemicelulosa, donde la biofiltración alcanzó un estado estable entre 15 y 20 días.

En concordancia con los autores, la lignina es mayor en el efluente debido a la degradación que ocurre en la cáscara de maní en los procesos de biofiltración. Además, podemos relacionar el contenido de DQO del efluente con las concentraciones de lignina encontrados.

Sin embargo, el contenido de lignina en la cáscara de maní puede ayudar a reducir las concentraciones de ibuprofeno en efluente. De Gisi, Lofrano, Grassi y Notarnicola (2016) confirman esto en sus estudios al concluir que la lignina contiene grupos funcionales polares que pueden estar involucrados en enlaces químicos, proporcionándole una alta capacidad catiónica y puede usarse de manera efectiva como adsorbente para la eliminación de una variedad de contaminantes.

3.2.3. UV-VIS346/DQO ÁCIDO LIGNOSULFÓNICO

En la figura 17 se muestra la concentración de ácidos lignosulfónicos en los biofiltros mediante la relación de la absorbancia en la longitud 346 con la concentración de DQO. El filtro percolador (C) presenta un rango de 0,000196 a 0,000435, el humedal construido (P) presentó un rango de 0,000166 a 0,000484, el vermifiltro de 0,00000791 a 0,000376 y el híbrido 0,000222 a 0,000656.

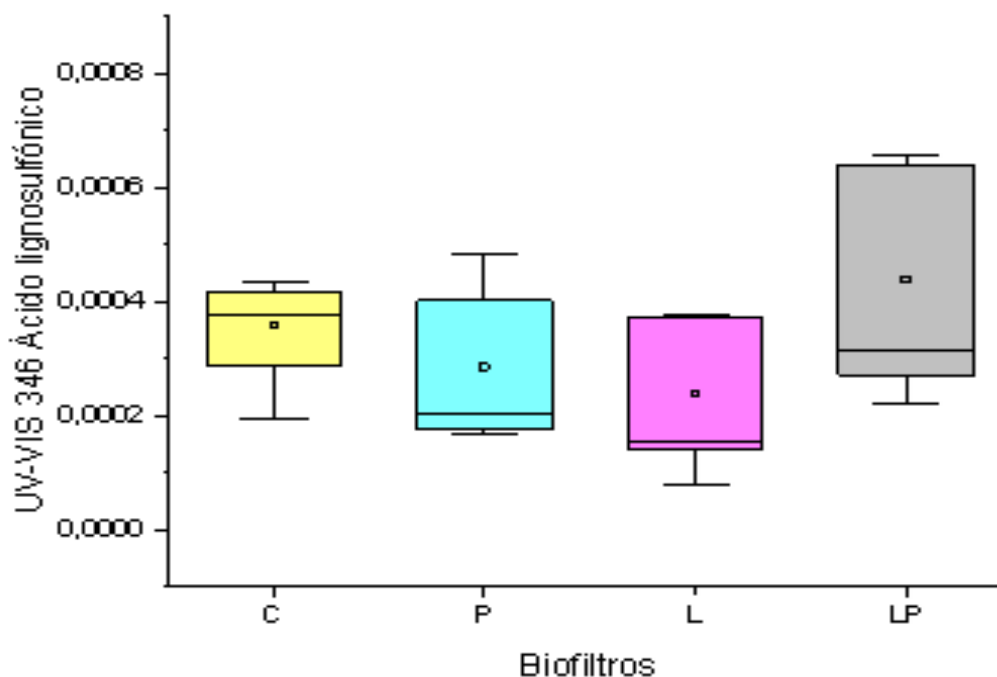


Figura 17.UV-VIS346/DQO Ácido lignosulfónico

C: Percolante; P: Humedal; L: Vermifiltro; LP: Híbrido

El ácido lignosulfónico es un polímero polifenólico derivado de la biomacromolécula lignina. Según Chen et al., (2015) se ha descubierto que es un catalizador verde y eficaz para la síntesis de bisfenol.

La presencia de estos compuestos en el efluente se debe a la degradación de la lignina y celulosa que contiene la cáscara de maní que forma la capa activa de los biofiltros. Córdor (2019) relaciona la presencia de los ácidos lignosulfónicos en los efluentes, con el desprendimiento de celulosa de la cáscara, debido a que al ser este compuesto un extracto de celulosa tiene la cáscara de maní un contenido de celulosa de 29%.

Los valores de estos compuestos en las cuatro tipologías se mantuvieron menores a 0.005m, es decir con una concentración relativamente baja. En el estudio de Chamorro, Xavier y Vidal (2005) se trataron aguas residuales provenientes de la industria del papel, donde hubo ligeros aumentos en la relación del efluente VIS346 / DQO a medida que evolucionó el tratamiento, concluyendo que los ácidos lignosulfónicos contenidos en los efluentes se eliminaron en menor medida que otros materiales orgánicos obteniendo resultados de la relación de los valores que oscilaban entre 0.126-0.134 los cuales fueron mayores a los valores del influente.

3.2.4. FENOLES

En la figura 18 se observa la concentración de fenoles en mg/l. El filtro percolador (C) presentó una concentración promedio de 44,59336, el humedal construido (P) 48,96521, el vermifiltro 60,51337 y el híbrido 67,13525.

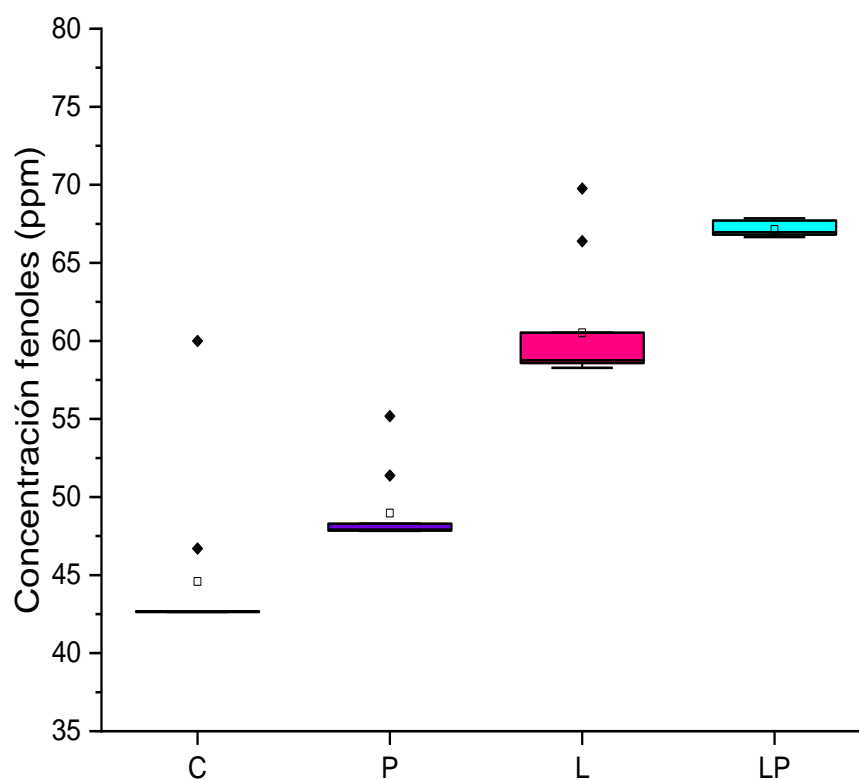


Figura 18. Concentración de fenoles

C: Percolante; P: Humedal; L: Vermifiltro; LP: Híbrido

Según Velasco (2011), los compuestos fenólicos puede llegar al medio ambiente por la degradación de polímeros naturales como la lignina, taninos y de los precursores de aminoácidos. La presencia de fenol en los procesos de cloración de agua potable promueve la formación de clorofenoles, lo que produce un fuerte olor y sabor desagradable.

Nepote, Grosso y Guzmán (2005) en su estudio se encontró que el contenido de compuestos fenólicos en la cáscara de maní era entre 0.115 y 0.149 g/g. Por esta razón se puede vincular que los niveles encontrados en el efluente de cada biofiltro fueron mayores a las concentraciones del influente.

Sierra, Harbrecht, Kortekaas y Lettinga (1990) atribuyen el color del efluente en los tratamientos anaerobios al aumento de los grupos fenólicos debido a la eliminación biológica de grupos metoxi de estructuras de anillos aromáticos y que los grupos hidroxilo son susceptibles a modificaciones auto oxidativas que conducen a la formación de compuestos coloreados.

Igualmente Chamorro et al., (2005), relacionaron el parámetro color con la absorbancia UV215 que mide los compuestos fenólicos totales, concluyeron que la polimerización de lignina que ocurre por procesos microbiológicos o químicos, influye en el aumento color en el efluente.

Tejor (2019) en su estudio indica que los compuestos fenólicos presentes en el efluente fueron el resultado del desprendimiento de cáscaras de maní, las cuales fueron utilizadas como sustrato en el sistema de biofiltración. Además Córdor (2019) comprobó que hubo mayor desprendimiento de compuestos fenólicos en biofiltros que estaban compuestas por plantas y lombrices, atribuyendo su capacidad para descomposición y aumentando el desprendimiento de fenoles.

Diez, Castillo, Aguilar, Vidal y Mora (2002) establecieron que en el tratamiento de aguas residuales la lignina y los compuestos fenólicos totales tuvieron bajas eficiencias de eliminación y fueron fuertemente afectados por el tiempo de retención hidráulica, concluyendo que los compuestos de alto peso molecular como la lignina están pobremente degradados en tratamientos aerobios.

En concordancia con los autores, el biofiltro híbrido compuesto por plantas, cáscara de maní y lombrices es el que presenta mayor concentración de fenoles. De igual manera el color del efluente se atribuye a la presencia de compuestos fenólicos.

3.2.5. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

En la figura 19 se puede observar la concentración de DQO que presentaron las cuatro tipologías en el periodo de estabilización. El filtro percolador (C) presenta un rango de 51,121 a 86,621 mg/L, el humedal construido (P) presentó un rango de 26,871 a 34,746 mg/L, el vermifiltro (L) de 14,121 a 20,621 mg/L y el biofiltro híbrido un rango de 26,496 a 29,871 mg/L.

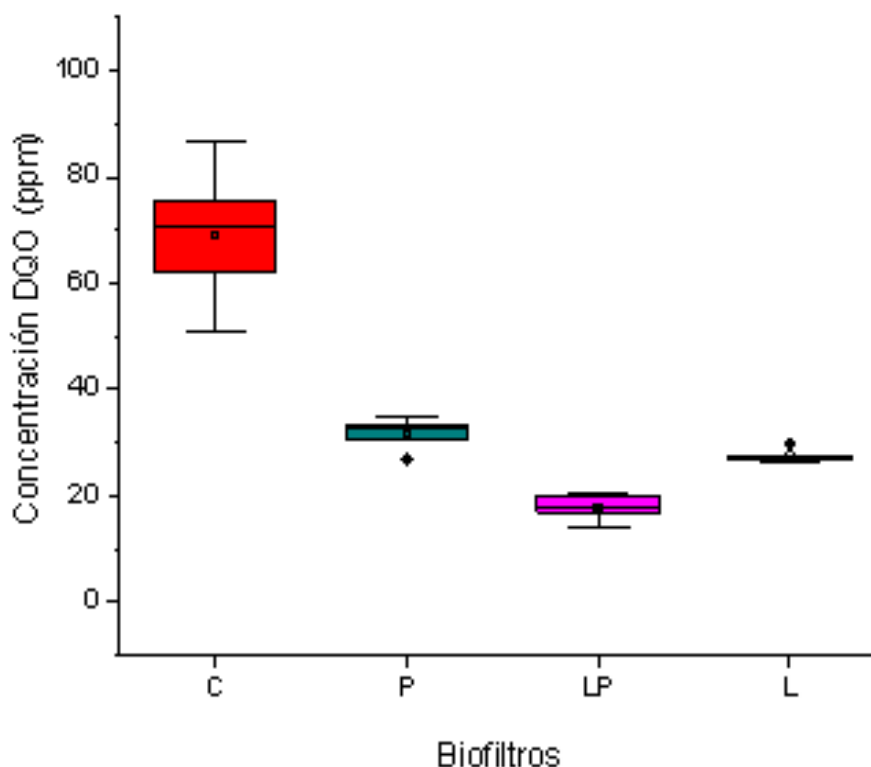


Figura 19. Concentración de DQO en el periodo de estabilización

C: Percolante; P: Humedal; L: Vermifiltro; LP: Híbrido

En la figura 20 se muestra la eficiencia de remoción de DQO de las cuatro tipologías durante las cinco semanas de estabilización. Esta eficiencia fue obtenida mediante la comparación de carga de entrada y la carga de salida. El filtro percolador (C) se mantuvo en un rango de eficiencia entre el 76% a 86%, el humedal construido (P) del 91% al 93%, el vermifiltro (L) 94% al 96% y el biofiltro híbrido un rango del 92% al 93%.

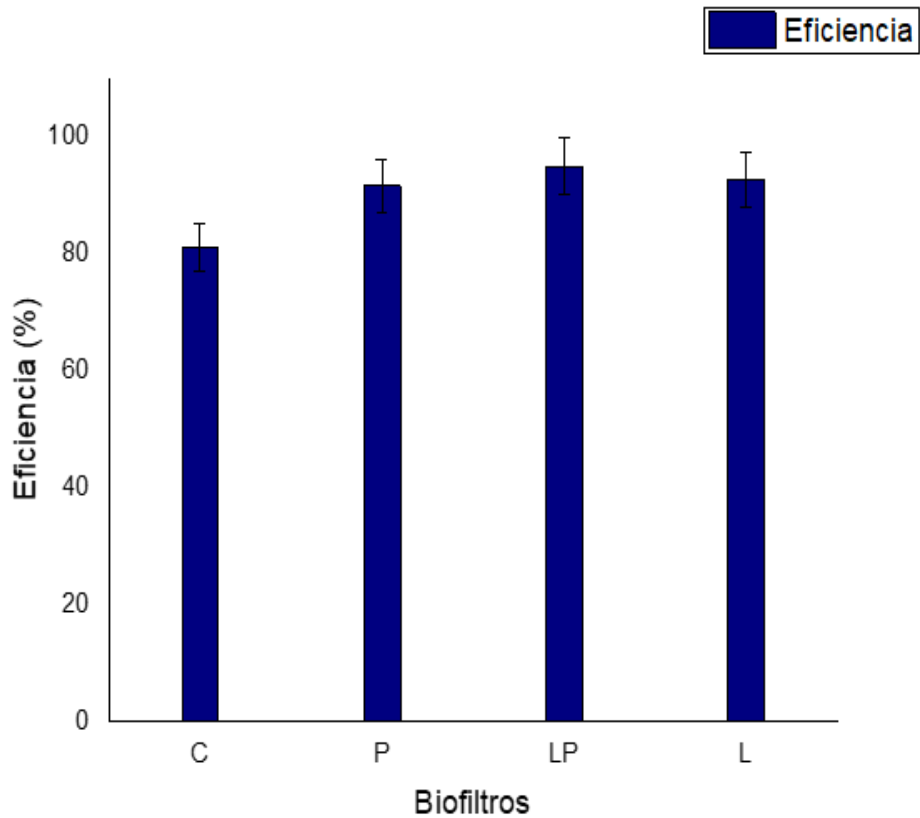


Figura 20. Eficiencia de Remoción de DQO durante el periodo de estabilización

C: Percolante; P: Humedal; L: Vermifiltro; LP: Híbrido

En la figura 21 se muestra la concentración de DQO durante las 6 semanas donde los biofiltros fueron alimentados con agua residual sintética que contenía 20 mg/l de ibuprofeno. Las concentraciones subieron en las primeras semanas, reduciéndose a las concentraciones más bajas en las últimas semanas de monitoreo en los siguientes rangos: el filtro percolador (C) presenta un rango de 85,621 a 121,246 mg/L, el humedal construido (P) presentó un rango de mg/L 63,496 a 111,621, el vermifiltro (L) de 45,371 a 116,121 mg/L y el biofiltro híbrido un rango de 54,996 a 123,496 mg/L.

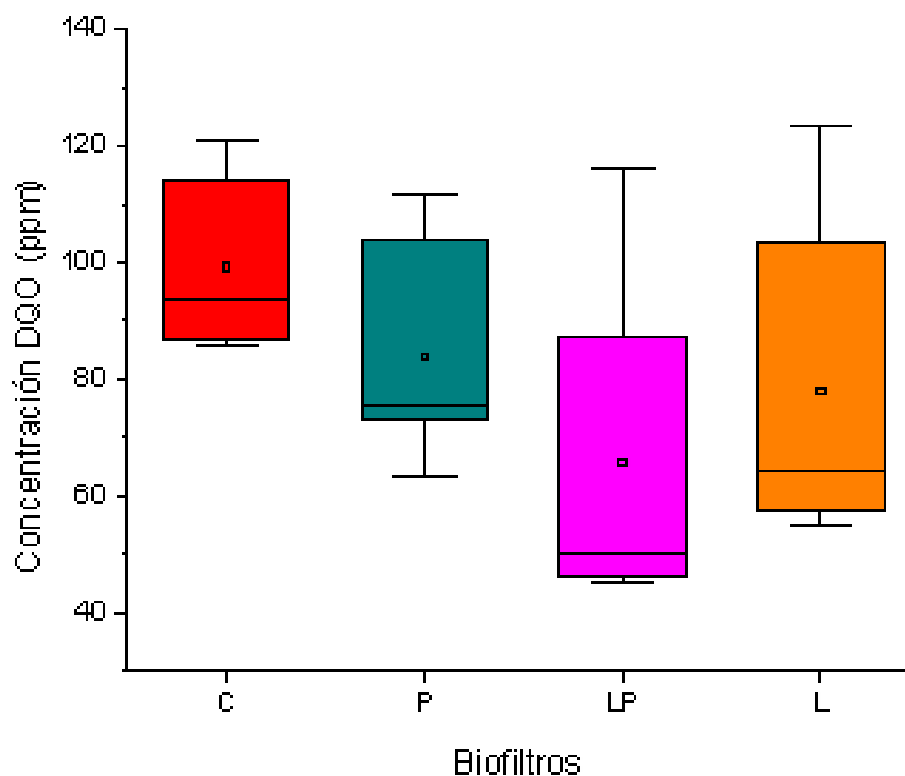


Figura 21. Concentración en ppm de DQO en presencia de ibuprofeno

C: Percolante; **P:** Humedal; **L:** Vermifiltro; **LP:** Híbrido

En la figura 22 se muestra la eficiencia de remoción de DQO de las cuatro tipologías alimentados con ibuprofeno. Esta eficiencia fue obtenida mediante la comparación de carga de entrada y la carga de salida. El filtro percolador (C) se mantuvo en un rango de eficiencia entre el 67% a 77% el humedal construido (P) del 70% al 83%, el vermifiltro (L) 68% al 88% y el biofiltro híbrido un rango del 66% al 85%. Siendo las concentraciones más altas en las últimas semanas.

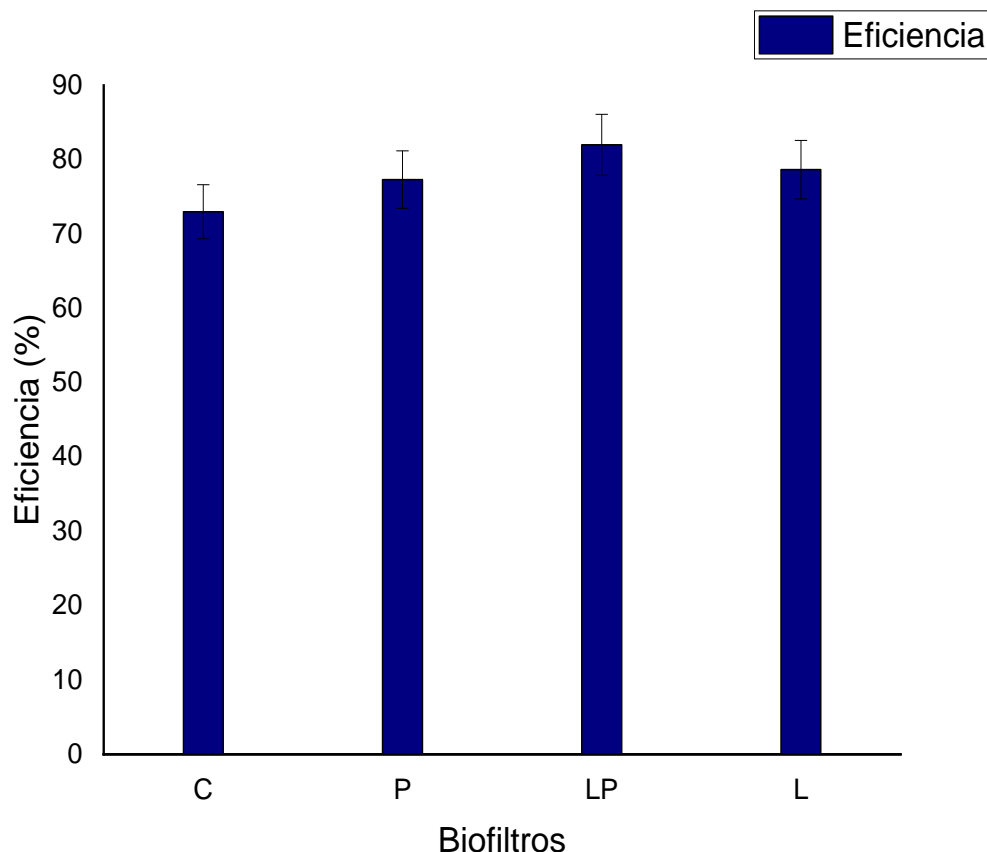


Figura 22. Concentración en ppm de DQO en presencia de ibuprofeno

C: Percolante; P: Humedal; L: Vermifiltro; LP: Híbrido

Comparando las gráficas se puede observar que durante las cinco semanas de estabilización del sistema estos mantuvieron eficiencias de remoción de DQO altas, al incorporar ibuprofeno al agua que alimentaba a los biofiltros, esta eficiencia se vio afectada; sin embargo, en las últimas semanas de monitoreo la eficiencia de remoción subió y logró estabilizarse, obteniendo eficiencias mayores al 70%. El biofiltro híbrido alcanzó las eficiencias más altas con 96% antes del contaminante y 88% con el contaminante.

Bansode, Losso, Marshall, Rao y Portier (2004) establecen que se debe analizar los niveles de DQO en un tratamiento de aguas residuales, donde la DQO es una medida del oxígeno requerido para degradar la materia orgánica presente en aguas residuales. Además, señalan que el desempeño de adsorción del componente orgánico en las aguas residuales está relacionado con área de superficie del material usado como capa activa.

El biofiltro percolante (C) fue el que tuvo menor eficiencia con un 86% antes del contaminante y una eficiencia del 77% con la presencia de ibuprofeno. En el estudio de Garzón y Buelna, (2011) el biofiltro percolante permitió eliminar, a escala de laboratorio, 71% de DQO. En el estudio de Batista et al. (2011) trabajaron con biofiltros percolantes compuestos por bagazo de caña de azúcar y aserrín obteniendo remociones entre el 60 y 66% de DQO.

Aslam et al., (2017) en su estudio trataron aguas residuales mediante biofiltros percolantes obteniendo eficiencias para el DQO del 65-80% y una reducción del color en un 54%, concluyendo que estos sistemas mostraron alta eficiencia en la remoción de estos parámetros. De igual manera Ali et al., (2017) establecen que los filtros percolantes logran una eficiencia de eliminación del 85-90% de DBO y 80-85% de eficiencia de eliminación de DQO, concluyendo que estos sistemas tienen alta estabilidad y tienen buenas propiedades de aireación, siendo una gran alternativa para el tratamiento de aguas residuales.

Eding, Kamstra, Verreth, Huisman y Klapwijk (2006) en su estudio concluyeron que en los biofiltros percolantes una cantidad de DQO se oxida por g de DQO eliminado, atribuyendo a la respiración que genera la biopelícula por la oxidación del DQO, vinculando la eficiencia de remoción de estos a la cantidad de biopelícula. Córdor (2019) en su estudio obtuvo eficiencias promedio del filtro percolante, construido con cáscara de maní como capa activa, de un 79 % de eficiencia de remoción para DQO. Comparando los resultados de estos autores con los resultados del presente trabajo, no existe una gran diferencia de resultados de la eficiencia de remoción de DQO en los filtros percolantes.

En concordancia con los autores, el filtro percolante obtuvo eficiencias mayores al 70%. Las eficiencias de remoción de DQO fueron más altas antes de alimentar el sistema con agua residual con ibuprofeno.

El humedal construido presentó una eficiencia de remoción de hasta el 93% antes del contaminante y 83% con ibuprofeno. En el estudio de García y Corzo (2008) los humedales verticales tienen una eficiencia de remoción del 75% de DQO y Córdor (2019) en su estudio de humedales con capa activa de cáscara de maní obtuvo remociones del eficiencia promedio de 80%.

Del mismo modo Nawab, Esser, Jenssen, Nyborg y Baig (2018) encontraron altas eficiencias en el uso de humedales construidos para la remoción de DQO con resultados del 87%, de tal manera que se implementó a gran escala este sistema para el tratamiento de aguas residuales de una industria de tinte.

En los estudios de Ansola, González, Cortijo y De Luis (2003) utilizaron humedales construidos a gran escala para el tratamiento de aguas residuales con *Salix atrocinerea* obteniendo una eficiencia de 89% para la remoción de DQO. Merlin, Pajeau y Lissolo (2002) evaluaron el desempeño de un humedal

experimental donde se plantaron halófilos como *Typha latifolia*, *Phragmites australis* y *Scirpus maritimus* donde se obtuvo una eficiencia de remoción para DQO del 60% en promedio en la salida del humedal.

Ciria, Solano y Soriano (2005) estudiaron el comportamiento de humedales con macrófitas *Schoenoplectus californicus*, donde se produjo la eliminación de DQO debido a procesos físicos como la sedimentación y filtración, obteniendo una remoción promedio del 81% de DQO. En concordancia con los resultados de los autores expuestos, el humedal construido obtuvo eficiencias mayores al 80% antes y después del contaminante, siendo un sistema eficiente ante la remoción de DQO.

El Vermifiltro alcanzó una eficiencia del 96% antes del contaminante y 88% con el contaminante. Nie et al., (2015) en su estudio con vermifiltros obtuvieron una eficiencia de eliminación alrededor del 85%, variando esta con la densidad de lombrices de tierra y atribuyendo estos resultados a su capacidad de degradación. Córdor (2019), en su estudio obtuvo una eficiencia promedio de 87% de remoción en vermifiltros.

Meiyan, Xiaowei y Jian (2010) estudiaron un sistema vermifiltro para el tratamiento de aguas residuales domésticas, obteniendo como resultados, tasas de eliminación de DQO del 64.7%, concluyendo que esta eficiencia está relacionada con la abundancia de lombrices; si esta es mayor a 0.3 g, podría desempeñar un papel positivo en el tratamiento de aguas residuales en vermifiltros.

Según Sharma et al., (2013) en sus estudios a escala piloto de vermifiltros, mostró altas eficiencias para tratamiento de aguas residuales con alta tasa de eliminación de DQO, DBO y sólido suspendido. Además, atribuyen a las especies de lombrices de tierra *Eisenia foetida* como candidato potencial para descomponer el contenido orgánico de las aguas residuales.

De igual manera Manyuchi, Kadzungura y Boka (2013) utilizaron vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales utilizando las especies de lombrices de tierra *Eisenia foetida*, atribuyendo que el intestino de las lombrices de tierra actuó como un biorreactor y redujeron las aguas residuales los desechos orgánicos sólidos y líquidos por ingestión y expulsando estos como vermicompost. Estos sistemas obtuvieron eficiencias del 70% de remoción de DQO.

El biofiltro híbrido alcanzó una eficiencia de 93% antes del contaminante y 85% con el contaminante. Córdor (2019) obtuvo la eficiencia de remoción en biofiltros híbridos en promedio del 82%. Samal et al., (2017) al trabajar con biofiltro híbridos obtuvo eficiencias de remoción de 75.8% de DQO.

De esta forma todas las eficiencias a las que trabajaron las cuatro tipologías tienen relación con los resultados obtenidos por otros autores. Estas eficiencias son altas; sin embargo, el vermifiltro mostró ser más eficiente ante la remoción de DQO, seguido del biofiltro híbrido.

Además, los valores promedio obtenidos están por debajo de los límites máximos permisibles establecidos en la normativa para descargas en cuerpos de agua dulce (200 mg/L) en la tabla 9 y agua marina (400 mg/L) tabla 10 del anexo uno del Acuerdo Ministerial 097 (Ministerio de Ambiente, 2015).

Se realizó la comparación de la eficiencia de los cuatro biofiltros, la prueba de Tukey (Anexo 5) no mostró diferencias significativas ($p > 0,05$).

3.2.6. SÓLIDOS VOLÁTILES

En la figura 23 se muestra la eficiencia de remoción de sólidos volátiles antes del contaminante y con el contaminante. Esta eficiencia fue obtenida mediante la comparación de carga de entrada y la carga de salida. El filtro percolador (C) obtuvo una eficacia promedio de 69% en las 5 semanas de estabilización, el humedal construido y 63% con el contaminante, (P) del 70% antes y 66% después del contaminante, el vermifiltro (L) 72% antes y 68% después del contaminante y el biofiltro híbrido 83% y 72%.

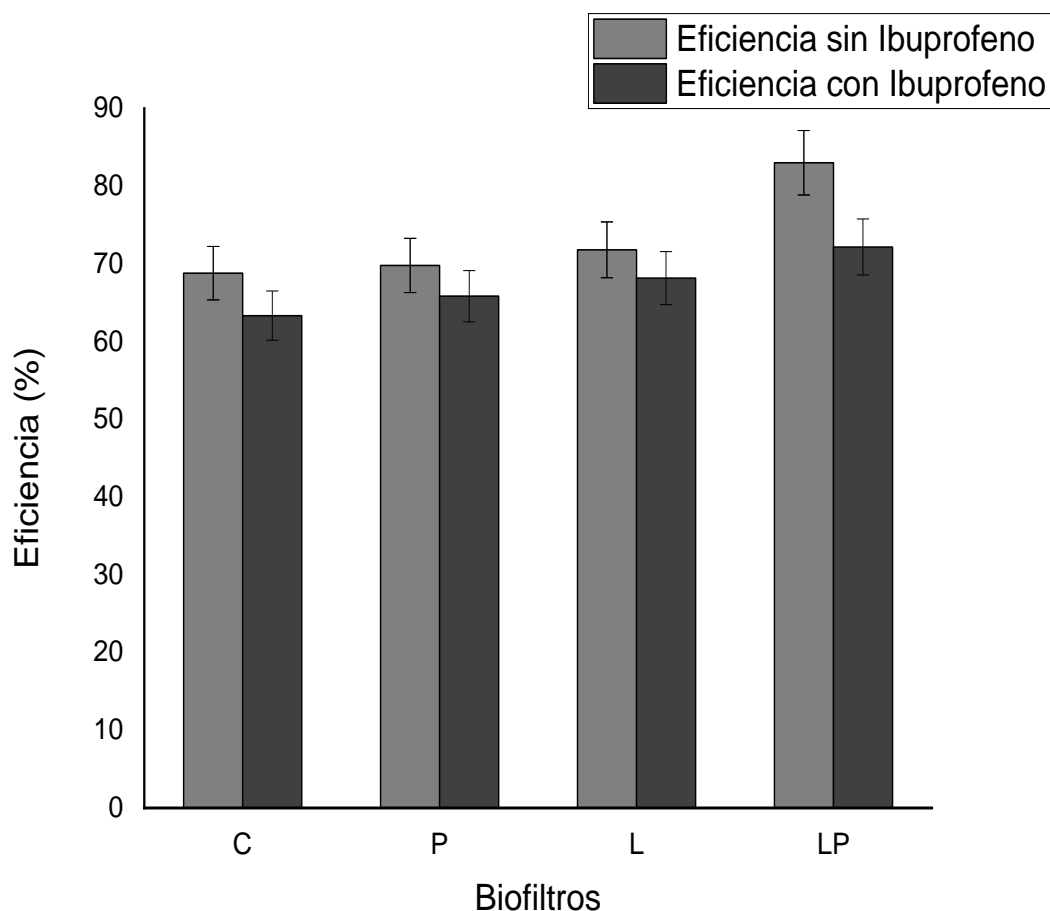


Figura 23. Eficiencia de remoción de sólidos volátiles

C: Percolante; **P:** Humedal; **L:** Vermifiltro; **LP:** Híbrido

Como se pudo observar, la eficiencia de remoción de sólidos se vio afectada en las semanas que los biofiltros fueron alimentados con agua residual que contenía ibuprofeno. El biofiltro híbrido es el que mostró mayor eficiencia de remoción de sólidos volátiles. Samal et al., (2017) obtuvo la remoción del 84% de sólidos totales en biofiltros híbridos. En el estudio de (Tejor, 2019) el humedal construido fue el más eficiente con la remoción del 63% de sólidos mientras que el biofiltro híbrido obtuvo una eficiencia del 58% atribuyendo estas eficiencias al tiempo de contacto entre el agua residual, rizosfera, lombrices de tierra y microorganismos.

Manyuchi, Kadzungura y Boka (2013) en su estudio, las lombrices de tierra en el vermifiltro eliminaron significativamente los sólidos volátiles del agua residual por alrededor del 95% atribuyendo que estos biosólidos fueron constantemente ingeridos por las lombrices de tierra y expulsados como

vermicompost. De igual manera Sinha et al., (2008) obtuvo una remoción de sólidos volátiles en un 90-95% de las aguas residuales por el mecanismo de ingestión y biodegradación de desechos orgánicos y también por su absorción a través de las paredes del cuerpo.

Según Winter y Goetz (2003) en su estudio con humedales construidos establece que las cargas orgánicas elevadas pueden causar déficits de oxígeno y la materia orgánica se acumula en el lecho filtrante, lo que disminuye el espacio de los poros. Además, concluyó que para un correcto funcionamiento se debe tener una concentración promedio de TSS en la entrada, no debe exceder los 100 mg/ L y que las partículas > 50 μm pueden conducir al bloqueo de la superficie de los poros.

Ansola et al., (2003) en su estudio de tratamiento con humedales de aguas residuales municipales a gran escala, obtuvieron una eficiencia de remoción promedio del 76%. De igual manera Nawab et al., (2018) encontró que las capacidades de humedales en la retención de sólidos fueron TS, TSS y TDS con 53%, 28% y 70%, respectivamente. Asociado los altos valores en los efluentes a la posible contribución de los detritos que es el resultado de la descomposición de una masa sólida en partículas del humedal al efluente.

Kumar et al., (2016) obtuvo remociones de sólidos volátiles durante la vermifiltración con la eliminación máxima del 78%. Concluyó que, durante el proceso, los sólidos son atrapados por adsorción y estabilizados a través de complejos procesos de biodegradación; las lombrices de tierra ingieren partículas sólidas de aguas residuales y las excretan en partículas digeridas más pequeñas.

Garzón y Buelna (2011) en su tratamiento con filtro percolador, el cual mostró estabilidad y eficiencias altas, alcanzando una eficiencia de remoción del 96% de sólidos volátiles. Según Arora y Kazmi (2015) la eliminación de sólidos por los procesos físicos principales que incluyen la sedimentación, la filtración y la adhesión en biopelículas.

Samal et al., (2017) en biofiltros híbridos durante su estudio obtuvieron como resultados un 84.8% de eficiencia promedio de eliminación, atribuyendo a que la mayoría de los sólidos suspendidos se filtran y se depositan dentro de la capa activa y es fuente de alimento de la lombriz de tierra. Además, atribuyen a la presencia de las plantas macrófitas la filtración a través de la biomasa de enraizamiento y la adhesión de biopelículas, seguida de la degradación microbiana aeróbica o anaeróbica dentro de los medios del subsuelo.

Según Ferrando et al., (2012) cuanto mayor es la concentración de biomasa, más rápida es la degradación del ibuprofeno. Esto concluyó al obtener resultados de la eliminación total de ibuprofeno con diferentes cargas de

sólidos volátiles, determinando que la concentración de ibuprofeno sufrió proceso de biodegradación a mayores cargas de biomasa.

En este contexto, los resultados de remoción de sólidos volátiles en las cuatro tipologías antes y después del contaminante, muestran altas eficiencias atribuidas a la composición de estos. Además, al comparar la eficiencia de los cuatro biofiltros, la prueba de Tukey (Anexo 6) no mostró diferencias significativas ($p > 0,05$).

3.2.7. REMOCIÓN DE IBUPROFENO

En la figura 24 se muestra las concentraciones de ibuprofeno que se encontraron en los efluentes de cada biofiltro medidos por HPLC. El filtro percolador (C) obtuvo una concentración promedio de 1,38 ppm, obteniendo la concentración más baja en la última semana de monitoreo con 1,08 ppm. El humedal construido (P) obtuvo una concentración promedio de 2,56 ppm, obteniendo la menor concentración la última semana con 2,04 ppm, el vermifiltro (L) obtuvo una concentración promedio de 0,67 ppm, obteniendo la menor concentración la última semana con 0,53 ppm y el biofiltro híbrido obtuvo una concentración promedio de 0,69 ppm, obteniendo la menor concentración la última semana con 0,52 ppm.

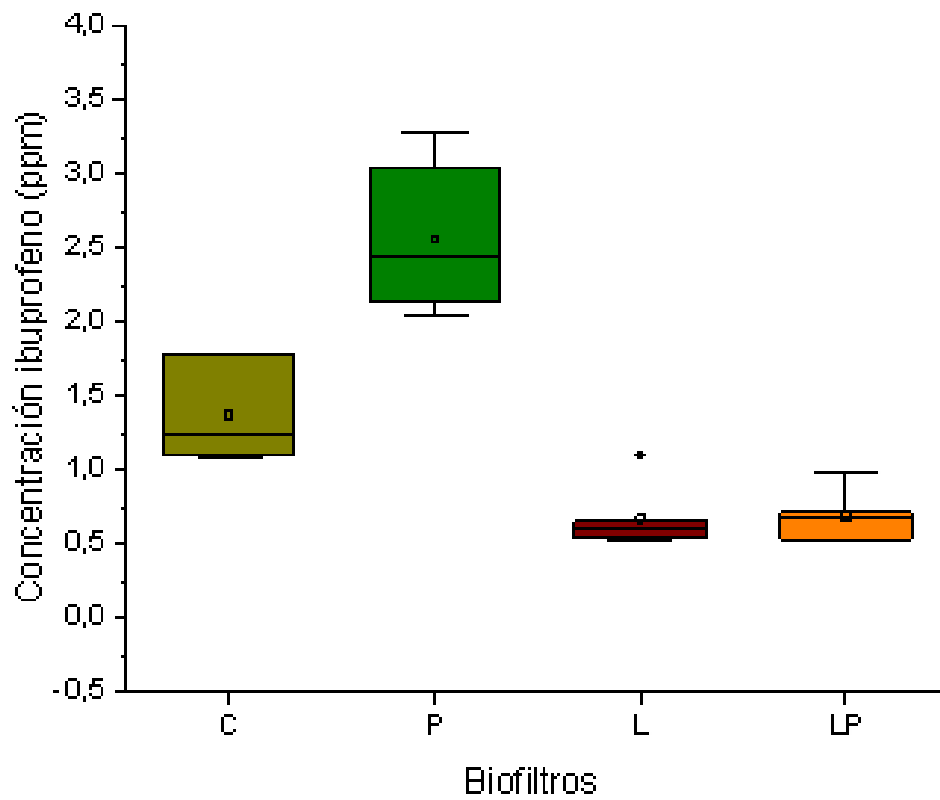


Figura 24. Concentraciones de ibuprofeno

C: Percolante; P: Humedal; L: Vermifiltro; LP: Híbrido

En la figura 25 se muestra las concentraciones de ibuprofeno durante las 6 semanas de monitoreo, donde estas se fueron reduciendo hasta alcanzar en las dos últimas semanas una eficiencia del 95%.

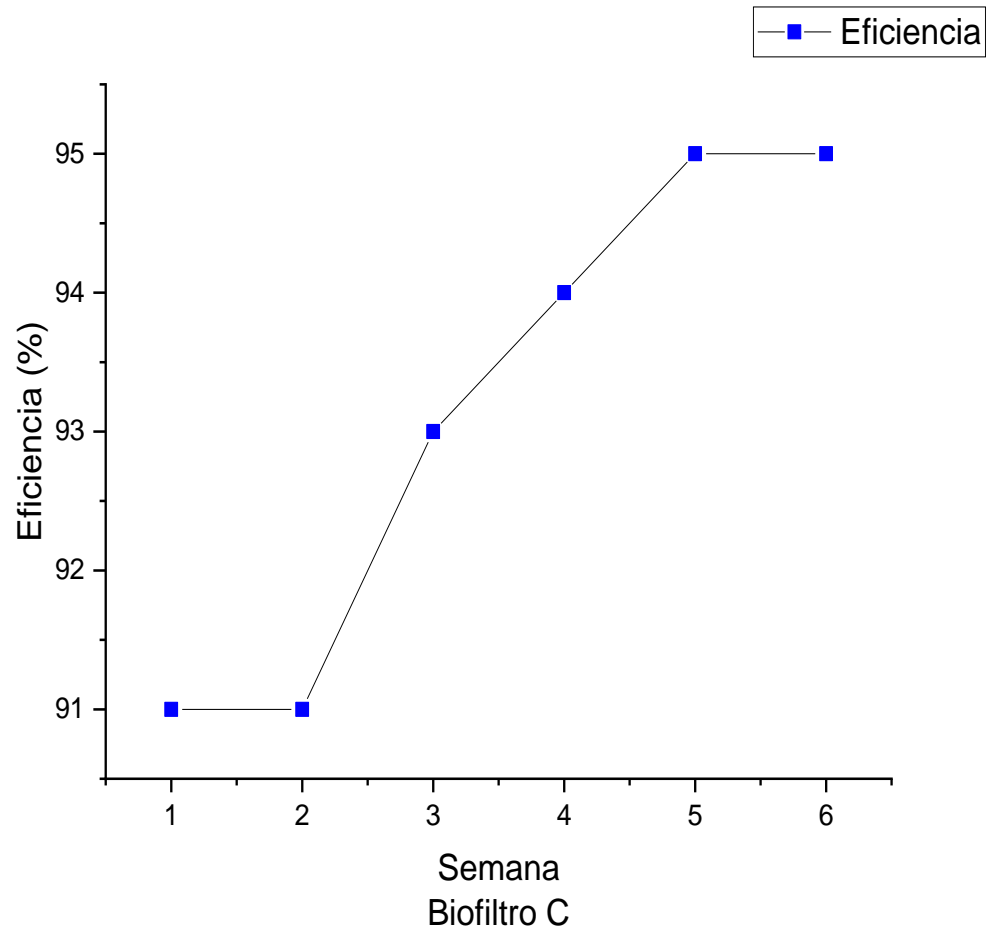


Figura 25. Eficiencias de remoción de ibuprofeno en el filtro percolador durante las 6 semanas de monitoreo

Biofiltro C: Percolante

La figura 26 muestra cómo la concentración de ibuprofeno en el humedal construido durante las seis semanas de monitoreo alcanza una eficiencia del 90%.

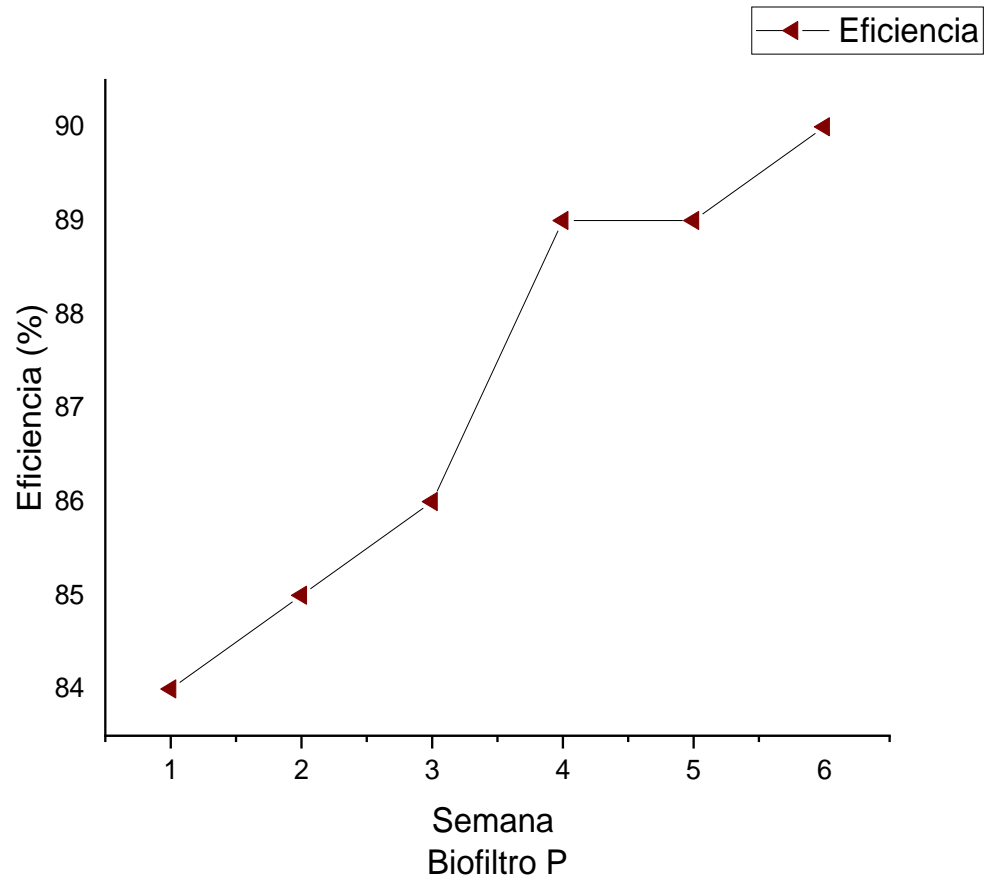


Figura 26. Eficiencias de remoción de ibuprofeno en el humedal durante las 6 semanas de monitoreo

Biofiltro P: Humedal

En la figura 27 se muestra la evolución del vermifiltro a través de las seis semanas de monitoreo hasta alcanzar una eficiencia del 97% de remoción de ibuprofeno.

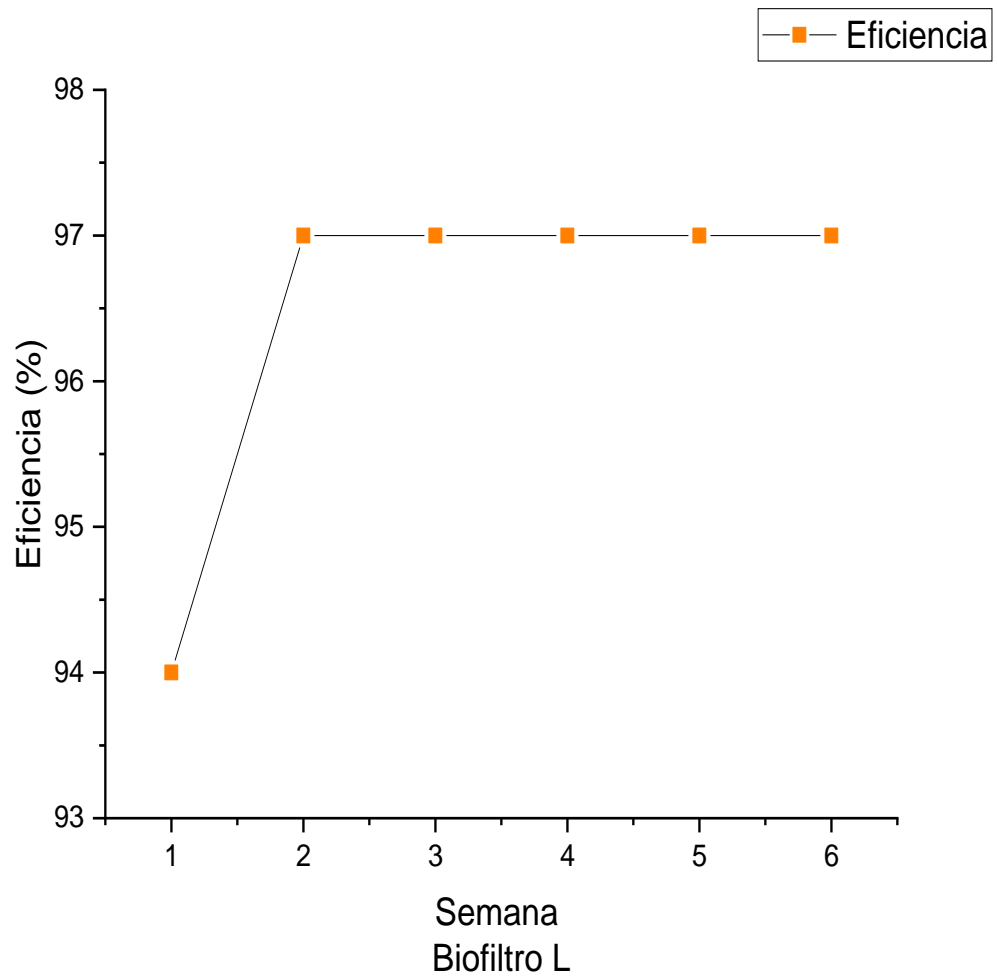


Figura 27. Eficiencias de remoción de ibuprofeno en el vermifiltro durante las 6 semanas de monitoreo

Biofiltro L: Vermifiltro

En la figura 28 se muestra la evolución del filtro híbrido a través de las seis semanas de monitoreo hasta alcanzar una eficiencia del 97,5% de remoción de ibuprofeno.

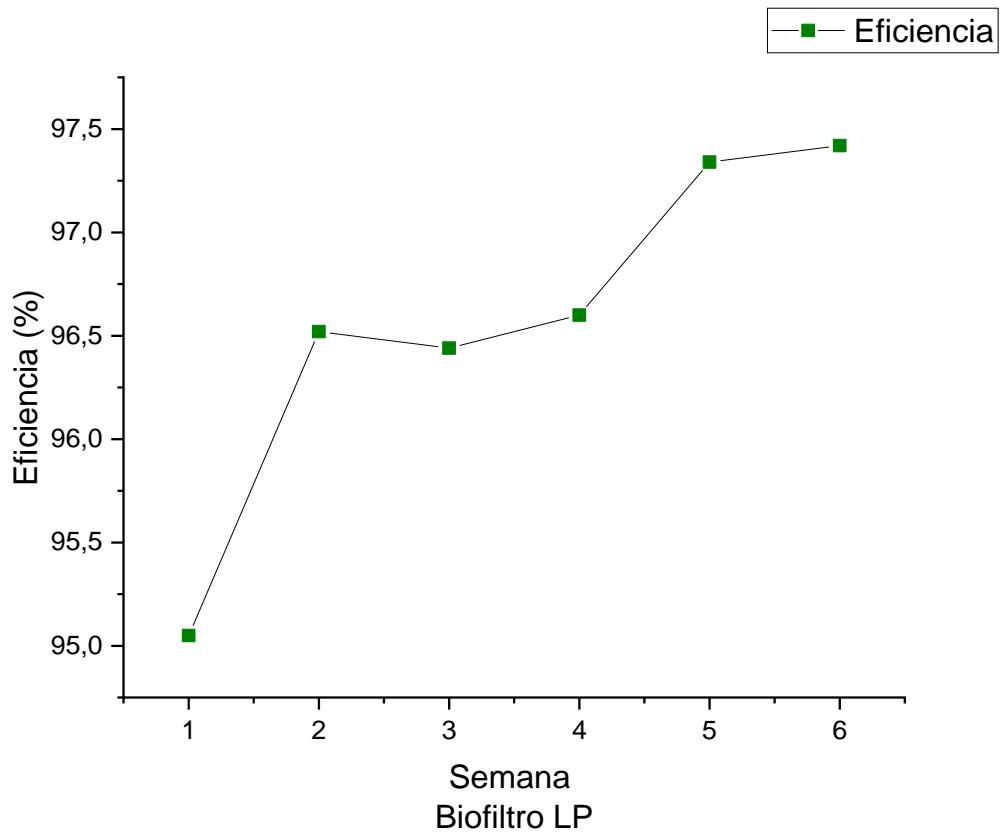


Figura 28. Eficiencias de remoción de ibuprofeno en el biofiltro híbrido durante las 6 semanas de monitoreo

Biofiltro LP: Híbrido

En la figura 29 se observa las eficiencias de remoción de ibuprofeno en las cuatro tipologías, siendo el vermifiltro el más eficiente, alcanzando un 97% de remoción.

3.3. EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE IBUPROFENO EN LAS CUATRO TIPOLOGÍAS

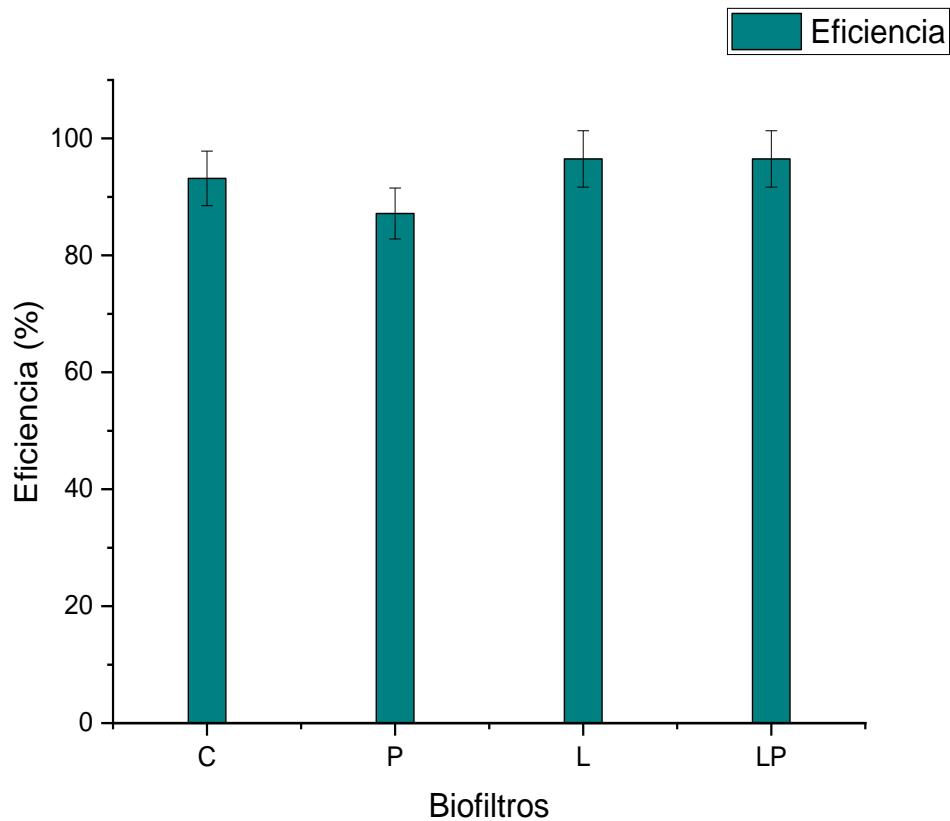


Figura 29. Comparación de las eficiencias de remoción de ibuprofeno en las cuatro tipologías

C: Percolante; **P:** Humedal; **L:** Vermifiltro; **LP:** Híbrido

En los resultados obtenidos en las seis semanas de monitoreo, las cuatro tipologías mostraron eficiencias altas ante la remoción de ibuprofeno, siendo el biofiltro híbrido y el vermifiltro los más eficientes. Según Sgroi et al., (2018) los humedales construidos y los vermifiltros tienen una gran capacidad para degradar contaminantes emergentes, incluidos productos farmacéuticos y de cuidado personal, debido a las complejas interacciones microbianas que ocurren dentro de los medios de la cama y la rizosfera promovida por un gran variedad de condiciones redox.

Greenstein, Lew, Dickenson y Wert (2018) establecieron que la biofiltración logró la eliminación de ibuprofeno que comenzó con un 28% y aumentó con

el tiempo alcanzado la remoción del 80%, el biofiltro respondió inmediatamente a la biotransformación después de alcanzar capacidades de absorción. Matamoros, Arias, Brix y Bayona (2009) en su estudio obtuvieron eficiencias del 95% para filtros de arena y 96% para humedales de flujo vertical. Igualmente (Carpenter y Helbling, 2017) obtuvieron una eficiencia del 97% mediante remoción biológica de la biopelícula.

Matamoros, Arias, Brix y Bayona (2007) estudiaron los diferentes comportamientos entre un humedal y un filtro percolador de arena donde no se obtuvo una gran diferencia entre las tipologías con eficiencias de remoción mayores al 90%, concluyendo que la remoción de ibuprofeno es altamente oxígeno dependiente. En consecuencia, la aireación de la capa activa fue un aspecto clave para promover la eliminación de la mayoría de los contaminantes emergentes y atribuyeron a la contribución de la biopelícula, rizosfera y los exudados de la raíz a la degradación de algunos compuestos químicos.

Dordio, Carvalho, Teixeira, Dias y Pinto (2010) construyeron sistemas de humedales y se evaluó su capacidad para eliminar productos farmacéuticos, entre ellos ibuprofeno, de las aguas residuales obteniendo eficiencias de eliminación de 96%, donde las plantas contribuyeron significativamente al rendimiento del sistema. Concluyeron que la aplicación de estos sistemas de tratamiento de aguas residuales de bajo costo para el tratamiento de aguas residuales contaminadas con productos farmacéuticos puede ser altamente eficientes.

De igual manera Ávila, Reyes, Bayona y García (2013) establecieron que los humedales artificiales han demostrado ser una tecnología alternativa rentable y tienen un potencial para la eliminación de contaminantes emergentes. La eliminación de contaminantes ocurre como resultado de complejas interacciones fisicoquímicas, microbianas y la influencia de algunos parámetros como los potenciales redox en los sistemas de tratamiento que promueven la respiración aeróbica que es más eficiente en la eliminación de la mayoría de los contaminantes emergentes.

Los resultados de Ávila, Pedescoll, Matamoros, Bayona y García (2010) en la remoción de ibuprofeno mediante humedales construidos a escala de laboratorio, tuvieron resultados con eficiencias de remoción del 98% en el humedal con más oxigenación y concluyeron que el comportamiento de estos sistemas depende en gran medida de sus características de absorción y biodegradación y la cantidad de oxígeno disuelto. Matamoros, Nguyen, Arias, Salvadó y Brix (2012) en su estudio enfatizan que los biofiltros compuestos por plantas contribuyen a la capacidad de eliminación de micro contaminantes, a través de procesos de biodegradación y absorción.

De esta manera de acuerdo con Vystavna, Frkova, Marchand, Vergeles y Stolberg (2017), las plantas macrófitas absorben los contaminantes debido a que las comunidades de la rizosfera y el suelo tienen un mecanismo de eliminación. El enraizamiento de estas proporciona un intercambio de sustrato y gas para comunidades microbianas que eliminan eficientemente los compuestos farmacéuticos, ofreciendo más hábitats para microorganismos y una mejor biodegradación.

Igualmente Reinhold, Vishwanathan, Park, Oh y Saunders (2010) establecen que la eliminación de contaminantes emergentes está asociada a las plantas de los sistemas experimentales. Los procesos activos de las plantas proporcionan un suministro de carbono orgánico acuoso a los microorganismos que se encargan de la degradación metabólica de ibuprofeno.

Sin embargo, según Dordio et al., (2010) además varios factores como las estaciones, exposición a la luz solar, la temperatura, la disponibilidad de materia orgánica y el carácter hidrofóbico pueden influir en la eficiencias de remoción de los contaminantes emergentes. Por otra parte, los mecanismos de eliminación por sedimentación se vieron favorecidos por el aumento de tiempo de residencia y el uso de arena como material filtrante con una alta capacidad de absorción estos compuestos emergentes.

Según Garcia, Matamoros, Fontàs y Salvadó (2014) en los sistemas de flujo vertical existe una mayor transferencia de oxígeno en la capa activa, lo que significa que trabajan bajo agua no saturada, permitiendo un ambiente aeróbico predominante. Estas condiciones son generalmente más eficientes para la biodegradación de los contaminantes emergentes.

Por otra parte, las lombrices de tierra que conforman los biofiltros benefician a la remoción de contaminantes emergentes. De acuerdo con Pino et al., (2015) las lombrices de tierra han sido usadas eficientemente para acumular drogas directamente del efluente de aguas residuales y puede representar el 60–80% de la biomasa total del suelo. Tienen un impacto positivo al aportar aireación del suelo, contenido de humedad, ciclo de nutrientes y en general están estrechamente relacionadas con los procesos físico y químico de degradación del suelo.

Según Pino et al., (2015) la lombriz *Eisenia foetida* presenta un LC50 = 64.80 mg / kg para ibuprofeno y según Boxall, Aubakirova, Khanturin y Beisenova, (2013) las lombrices mostraron tolerancia a la toxicidad de ibuprofeno y sugirieron el uso de 0.1-100 mg / kg de concentraciones de ibuprofeno para estudios.

Frente a esta alta tolerancia al ibuprofeno y que este contaminante emergente se encuentra en bajas concentraciones en los cuerpos de agua, los sistemas

de vermifiltros podrían ser una alternativa altamente eficiente para la remoción de ibuprofeno. De acuerdo con Arora, Rajpal, Kumar, Bhargava y Kazmi, (2014) la tecnología de vermifiltración puede eliminar contaminantes emergentes y su rendimiento está relacionado a las lombrices y microorganismos, que ayuda en la biodegradación.

Las lombrices aportan al sistema de los vermifiltros favorece a la remoción de ibuprofeno ya que, según (Zhang et al., 2017) el ibuprofeno se degrada más fácilmente en condiciones óxicas, ya que el oxígeno contribuye a su a una degradación. Igualmente Zwiener y Frimmel (2003) establecen que ibuprofeno se degrada principalmente en condiciones óxicas, atribuyendo a la oxigenación que aportan las plantas y las lombrices al sistema estudiado que aportó a la alta eficiencia de remoción de ibuprofeno.

Otro factor que atribuyó a la remoción es la cantidad de materia orgánica. Según Ferrando et al., (2012) cuanto mayor es la concentración de biomasa, más rápida es la degradación del ibuprofeno.

Además, las altas eficiencias de remoción de ibuprofeno durante las seis semanas de monitoreo se las puede vincular con el tiempo de estabilización de los biofiltros. De acuerdo con Hallé, Huck y Peldszus (2015) el ibuprofeno es uno de los compuestos más biodegradables y el tiempo de aclimatación fue aproximadamente ocho días alcanzando remociones hasta del 99%, donde este porcentaje de eliminación de ibuprofeno fue inicialmente menor, mejorando constantemente durante aproximadamente días.

De igual manera, Krkošek, Payne y Gagnon (2014) analizaron la eliminación de ibuprofeno durante la prueba de 20 días, donde el filtro después de 7 días alcanzo el 80% de remoción, que se deben a la eliminación de biomasa y la disminución resultante en capacidad de oxidación de biopelículas. Después de 7 días, el sistema se recuperó.

Otro factor importante a considerar es la cáscara de maní que conformaba la capa activa de las cuatro tipologías, siendo este un residuo agrícola que presenta características físico químicas adecuadas para la remoción de contaminantes (Tejor, 2019). Mondal, Bobde, Aikat y Halder (2016) establecen que hay una relación entre los porcentajes de eliminación de ibuprofeno y parámetros como la dosis adsorbente y el tiempo de contacto con el material usado, y Sadaf y Bhatti (2014) establecieron que la biomasa de cáscara de maní tiene un alto potencial de biosorción y puede usarse para el tratamiento de aguas residuales que contienen contaminantes.

También el contenido de lignina en la cáscara de maní puede ayudar a reducir las concentraciones de ibuprofeno en el efluente. De Gisi et al., (2016) confirman esto en sus estudios al concluir que la lignina contiene grupos funcionales polares que pueden estar involucrados en enlaces químicos,

proporcionándole una alta capacidad catiónica y puede usarse de manera efectiva como adsorbente para la eliminación de una variedad de contaminantes.

En concordancia con los autores citados, las altas eficiencias de remoción de ibuprofeno obtenidas por las cuatro tipologías utilizadas en el presente estudio pueden atribuirse a su composición. Las plantas macrófitas y el uso de lombrices aportaron las condiciones necesarias para la degradación del contaminante y la adsorción en la cáscara de maní por las características que esta presenta.

Se realizó la comparación de la eficiencia de los cuatro biofiltros, la prueba de Tukey (Anexo 7) no mostró diferencias significativas ($p > 0,05$).

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1. CONCLUSIONES

- La construcción del sistema de cuatro tipos de biofiltros, utilizando cáscara de maní como capa activa, presentó eficiencias altas para la remoción de ibuprofeno de aguas residuales sintéticas.
- Se atribuye la presencia de compuestos aromáticos, ligninas y derivado y ácido lignosulfónico al desprendimiento de la cáscara de maní y plantas en los procesos de biofiltración, concluyendo que estos compuestos están relacionados con el contenido de DQO del efluente y su aporte a la reducción de las concentraciones de ibuprofeno al brindar una alta capacidad catiónica y alta capacidad absorbente a la capa activa.
- Las cuatro tipologías presentaron altas eficiencias en la remoción de DQO, siendo el vermifiltro con 88% el más eficiente, seguido del filtro híbrido con 85% en la presencia de ibuprofeno. Además, los valores promedio obtenidos, están por debajo de los límites máximos permisibles establecidos en la normativa vigente para descargas en cuerpos de agua dulce y agua marina.
- Las cuatro tipologías de filtros mostraron estabilidad en la remoción de sólidos volátiles consiguiendo eficiencias mayores al 70%, siendo el más eficiente el biofiltro híbrido con 83% sin ibuprofeno y 72% sin ibuprofeno. Además, las cargas de biomasa aportaron a que las concentraciones de ibuprofeno tengan mayores procesos de biodegradación.
- Se logró la remoción de ibuprofeno en las cuatro tipologías, consiguiendo concentraciones inferiores a los 4 ppm y eficiencias mayores al 90%.
- El filtro híbrido y el vermifiltro mostraron ser los más eficientes con una remoción del 97,5% y 97% respectivamente. Esto se atribuye a la degradación por parte de las plantas y lombrices que componen las columnas
- Las altas eficiencias son el resultado de la composición de los filtros y el control de los parámetros que pueden afectar los resultados como el taponamiento, factores como tasa hidráulica controlada y descanso de alimentación.
- La biofiltración es una alternativa altamente eficiente para la remoción de ibuprofeno, de bajo costo y contribuye al uso de residuos agroindustriales para la reducción de contaminación en los efluentes que generan contaminación en ecosistemas acuáticos y posibles daños a la salud humana.

4.2. RECOMENDACIONES

- Tener en cuenta las condiciones a las que van a estar expuestos los filtros ya que estos pueden alterar las eficiencias de remoción. También es importante mantener controlado el taponamiento mediante retro lavados.
- Usar hidróxido de sodio 0,1 N para conseguir la disolución del estándar de ibuprofeno, ya que su cantidad requerida no altera el pH del estudio.
- Realizar análisis FTIR para determinar si el ibuprofeno fue degradado en el proceso de biofiltración o existen concentraciones en la capa activa.

BILIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFÍA

- Acuña, A., Araya, A., & Romero, L. (2016). Selección teórica de adsorbentes potenciales naturales de bajo costo para la remoción de arsénico en el agua de consumo humano en Costa Rica. *Revista Tecnología en Marcha*, 29(6), 23. <https://doi.org/10.18845/tm.v29i6.2899>
- Ali, I., Khan, Z. ., Peng, C., Naz, I., Sultan, M., Ali, M., ... Niaz, Y. (2017). Identification and elucidation of the designing and operational issues of trickling filter systems for wastewater treatment. *Polish Journal of Environmental Studies*, 26(6), 2431-2444. <https://doi.org/10.15244/pjoes/70627>
- Almeida, C., Espinoza, P., Muñoz, M., & Villamar, C. (2017). Hydraulic Retention Time Influence on Improving Flocculation in the Activated Sludge Processes Through Polyelectrolytes. *Water, Air, and Soil Pollution*, 228(7), 1-9. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3427-0>
- Anike, F., & Yusuf, M. (2016). Co-Substrating of Peanut Shells with Cornstalks Enhances Biodegradation by *Pleurotus ostreatus*. *Journal of Bioremediation & Biodegradation*, 07(01). <https://doi.org/10.4172/2155-6199.1000327>
- Ansola, G., González, J., Cortijo, R., & De Luis, E. (2003). Experimental and full-scale pilot plant constructed wetlands for municipal wastewaters treatment. *Ecological Engineering*, 21(1), 43-52. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2003.08.002>
- APHA. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” 21st Edition (2005)*. (5000), 14-19.
- Arora, S., & Kazmi, A. A. (2015). The effect of seasonal temperature on pathogen removal efficacy of vermifilter for wastewater treatment. *Water Research*, 74, 88-99. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.001>
- Arora, S., Rajpal, A., Kumar, T., Bhargava, R., & Kazmi, A. A. (2014). Pathogen removal during wastewater treatment by vermifiltration. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 35(19), 2493-2499. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.911358>
- Aslam, M., Khan, Z., Sultan, M., Niaz, Y., Mahmood, M., Shoaib, M., ... Ahmad, M. (2017). Performance evaluation of trickling filter-based wastewater treatment system utilizing cotton sticks as filter media. *Polish Journal of Environmental Studies*, 26(5), 1955-1962. <https://doi.org/10.15244/pjoes/69443>
- Ávila, C., Pedescoll, A., Matamoros, V., Bayona, J. M., & García, J. (2010). Capacity of a horizontal subsurface flow constructed wetland system for the removal of emerging pollutants: An injection experiment. *Chemosphere*, 81(9), 1137-1142. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.08.006>

- Ávila, C., Reyes, C., Bayona, J. M., & García, J. (2013). Emerging organic contaminant removal depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow constructed wetlands: Influence of redox. *Water Research*, 47(1), 315-325. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.10.005>
- Bansode, R. R., Losso, J. N., Marshall, W. E., Rao, R. M., & Portier, R. J. (2004). Pecan shell-based granular activated carbon for treatment of chemical oxygen demand (COD) in municipal wastewater. *Bioresource Technology*, 94(2), 129-135. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.12.009>
- Boxall, A., Aubakirova, B., Khanturin, M., & Beisenova, R. (2013). *Toxicity of pharmaceuticals to earthworms*.
- Cardoso, L., Ramírez, E., & Garzón, M. (2014). Evaluation of a Pilot Vermifilter for the Treatment of Wastewater. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas*, 5(2), 33-44. <https://doi.org/10.5154/r.inagbi.2013.10.003>
- Carpenter, C. M. G., & Helbling, D. E. (2017). Removal of micropollutants in biofilters: Hydrodynamic effects on biofilm assembly and functioning. *Water Research*, 120, 211-221. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.071>
- Cervantes, S. P., Londoño, Y. A., Gutiérrez, F. R., & Peñuela, G. A. (2017). Evaluación de humedales artificiales de flujo subsuperficial en la remoción de diferentes concentraciones de ibuprofeno empleando *Cyperus papyrus*. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(5), 105-116. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-05-07>
- Chamorro, S., Xavier, C., & Vidal, G. (2005). Behavior of aromatic compounds contained in kraft mill effluents treated by an aerated lagoon. *Biotechnology Progress*, 21(5), 1567-1571. <https://doi.org/10.1021/bp040040x>
- Chen, Q., Huang, W., Chen, P., Peng, C., Xie, H., Zhao, Z. K., ... Bao, M. (2015). Synthesis of Lignin-Derived Bisphenols Catalyzed by Lignosulfonic Acid in Water for Polycarbonate Synthesis. *ChemCatChem*, 7(7), 1083-1089. <https://doi.org/10.1002/cctc.201500010>
- Choina, J., Bagabas, A., Fischer, C., Flechsig, G. U., Kosslick, H., Alshammari, A., & Schulz, A. (2015). The influence of the textural properties of ZnO nanoparticles on adsorption and photocatalytic remediation of water from pharmaceuticals. *Catalysis Today*, 241(PA), 47-54. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2014.05.014>
- Ciria, M. P., Solano, M. L., & Soriano, P. (2005). Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel. *Biosystems Engineering*, 92(4), 535-544. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2005.08.007>
- Cóndor, V. (2019). *EVALUACIÓN DE LAS PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DE RESIDUOS OLEAGINOSOS Y SU COMPORTAMIENTO*

HIDRAULICO COMO LECHO FILTRANTE PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS. 1-14.

- Cuesta, S., & Meneses, L. (2015). Estudio espectroscópico experimental y computacional de Ibuprofeno y sus precursores de síntesis. *La Granja*, 21(1), 5-16. <https://doi.org/10.17163/lgr.n21.2015.01>
- De Gisi, S., Lofrano, G., Grassi, M., & Notarnicola, M. (2016). Characteristics and adsorption capacities of low-cost sorbents for wastewater treatment: A review. *Sustainable Materials and Technologies*, 9, 10-40. <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2016.06.002>
- Díaz, F., & Giraldo, E. (2000). *OPTIMIZACIÓN DE LOS SISTEMAS DE HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO VERTICAL POR MEDIO DE BIOFILTROS* Farith Díaz*, Eugenio Giraldo**. 1-10.
- Diez, M., Castillo, G., Aguilar, L., Vidal, G., & Mora, M. (2002). Operational factors and nutrient effects on activated sludge treatment of Pinus radiata kraft mill wastewater. *Bioresource Technology*, 83(2), 131-138. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00204-8](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00204-8)
- Dordio, A., Carvalho, A. J. P., Teixeira, D. M., Dias, C. B., & Pinto, A. P. (2010). Removal of pharmaceuticals in microcosm constructed wetlands using Typha spp. and LECA. *Bioresource Technology*, 101(3), 886-892. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.001>
- Eding, E., Kamstra, A., Verreth, J., Huisman, A., & Klapwijk, A. (2006). Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review. *Aquacultural Engineering*, 34(3), 234-260. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.09.007>
- EPA. (2008). *AQUATIC LIFE CRITERIA FOR CONTAMINANTS OF EMERGING CONCERN* Prepared by the.
- Fabrizi, E., & Franzellitti, S. (2016). Human pharmaceuticals in the marine environment: Focus on exposure and biological effects in animal species. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(4), 799-812. <https://doi.org/10.1002/etc.3131>
- FAO. (2012). El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura. La gestión de los sistemas en situación de riesgo. En *Earthscan/FAO*. [https://doi.org/10.1016/S0096-3003\(99\)00104-6](https://doi.org/10.1016/S0096-3003(99)00104-6)
- FAO. (2017). *Reutilización de aguas para agricultura en América Latina y el Caribe*. Recuperado de <http://www.fao.org/3/a-i7748s.pdf>
- FAO. (2019). *Los Bosques, soluciones para el agua basadas en la Naturaleza* (Vol. 70). Recuperado de <http://www.fao.org/3/ca6842es/CA6842ES.pdf>
- Fent, K., Weston, A. A., & Caminada, D. (2006). Ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquatic Toxicology*, 76(2), 122-159. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.09.009>

- Ferrando, L., Collado, N., Buttiglieri, G., Gros, M., Rodriguez, I., Rodriguez, S., & Barceló, D. (2012). Comprehensive study of ibuprofen and its metabolites in activated sludge batch experiments and aquatic environment. *Science of the Total Environment*, 438, 404-413. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.073>
- Garcia, A., Matamoros, V., Fontàs, C., & Salvadó, V. (2014). The ability of biologically based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(20), 11708-11728. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2448-5>
- García, J., & Corzo, A. (2008). Depuración con Humedales Construidos. Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial. *Universidad Politécnica de Cataluña*, 108.
- Garzón, M., & Buelna, G. (2011). Treatment of wastewater from a school in a decentralized filtration system by percolation over organic packing media. *Water Science and Technology*, 64(5), 1169-1177. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.425>
- Gil, M., Soto, A., Usma, J., & Gutiérrez, O. (2012). *Emerging contaminants in waters: effects and possible treatments* *Contaminantes emergentes em águas, efeitos e possíveis tratamentos*. 7(2), 52-73. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/pml/v7n2/v7n2a05.pdf>
- Greenstein, K. E., Lew, J., Dickenson, E. R. V., & Wert, E. C. (2018). Investigation of biotransformation, sorption, and desorption of multiple chemical contaminants in pilot-scale drinking water biofilters. *Chemosphere*, 200, 248-256. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.107>
- Hallé, C., Huck, P. M., & Peldszus, S. (2015). Emerging contaminant removal by biofiltration: Temperature, concentration, and EBCT impacts. *Journal - American Water Works Association*, 107(7), E364-E379. <https://doi.org/10.5942/jawwa.2015.107.0086>
- Han, S., Choi, K., Kim, J., Ji, K., Kim, S., Ahn, B., ... Giesy, J. P. (2010). Endocrine disruption and consequences of chronic exposure to ibuprofen in Japanese medaka (*Oryzias latipes*) and freshwater cladocerans *Daphnia magna* and *Moina macrocopa*. *Aquatic Toxicology*, 98(3), 256-264. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.02.013>
- Healy, M., Rodgers, M., & Mulqueen, J. (2007). Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. *Bioresource Technology*, 98(12), 2268-2281. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.036>
- IANAS. (2013). Desafíos del agua urbana en las Americas. En *Journal of Chemical Information and Modeling* (IANAS, Vol. 53). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

- INEC. (2017). Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua ESPAC 2017 Contenidos. *Inec*.
- Jones, O. A. H., Voulvoulis, N., & Lester, J. N. (2002). Aquatic environmental assessment of the top 25 English prescription pharmaceuticals. *Water Research*, 36(20), 5013-5022. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00227-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00227-0)
- Kanchilakshmi, M. (2016). Earthworm: A Potential and Sustainable Source for Soil Fertility – An Altitude Based Biophysical Study. *International Journal of Environmental Protection and Policy*, 4(3), 77. <https://doi.org/10.11648/j.ijjepp.20160403.15>
- Krkošek, W. H., Payne, S. J., & Gagnon, G. A. (2014). Removal of acidic pharmaceuticals within a nitrifying recirculating biofilter. *Journal of Hazardous Materials*, 273, 85-93. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.03.031>
- Kumar, T., Rajpal, A., Arora, S., Bhargava, R., Hari Prasad, K. S., & Kazmi, A. A. (2016). A comparative study on vermifiltration using epigeic earthworm *Eisenia fetida* and *Eudrilus eugeniae*. *Desalination and Water Treatment*, 57(14), 6347-6354. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1010230>
- Larrea, L., Forster, C. F., & Melé, D. (1989). Changes in lignin during diffused air activated sludge treatment of kraft effluents. *Water Research*, 23(9), 1073-1080. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(89\)90150-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(89)90150-4)
- Machado, S., Stawiński, W., Slonina, P., Pinto, A. R., Grosso, J. P., Nouws, H. P. A., ... Delerue-Matos, C. (2013). Application of green zero-valent iron nanoparticles to the remediation of soils contaminated with ibuprofen. *Science of the Total Environment*, 461-462, 323-329. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.016>
- MAG. (2005). *Maní. Arachis hipogaea L. Leguminosae*. Recuperado de http://www.mag.go.cr/biblioteca_virtual_ciencia/tec-mani.pdf
- Manyuchi, M. M., Kadzungura, L., & Boka, S. (2013). Vermifiltration of Sewage Wastewater for Potential Use in Irrigation Purposes Using *Eisenia fetida* Earthworms. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 78(JUNE 2013), 538-542.
- Matamoros, V., Arias, C., Brix, H., & Bayona, J. M. (2007). Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from urban wastewater in a pilot vertical flow constructed wetland and a sand filter. *Environmental Science and Technology*, 41(23), 8171-8177. <https://doi.org/10.1021/es071594+>
- Matamoros, V., Arias, C., Brix, H., & Bayona, J. M. (2009). Preliminary screening of small-scale domestic wastewater treatment systems for removal of pharmaceutical and personal care products. *Water Research*, 43(1), 55-62. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.10.005>
- Matamoros, V., Nguyen, L. X., Arias, C. A., Salvadó, V., & Brix, H. (2012).

- Evaluation of aquatic plants for removing polar microcontaminants: A microcosm experiment. *Chemosphere*, 88(10), 1257-1264. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.04.004>
- Medina, A. (2012). *Efecto De La Granulometría Sobre El Desempeño De Un Sistema De Biofiltración Utilizando Material Orgánico*. 12-24. Recuperado de <http://www.ptolomeo.unam.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/132.248.52.100/5076/Tesis.pdf?sequence=1>
- Meiyan, X., Xiaowei, L., & Jian, Y. (2010). Treatment performance of small-scale vermifilter for domestic wastewater and its relationship to earthworm growth, reproduction and enzymatic activity. *African Journal of Biotechnology*, 9(44), 7513-7520. <https://doi.org/10.5897/ajb10.811>
- Méndez, F., Maldonado, I., Gimenez, J., Esplugas, S., & Malato, S. (2009). Abatement of ibuprofen by solar photocatalysis process: Enhancement and scale up. *Catalysis Today*, 144(1-2), 112-116. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2009.01.028>
- Merlin, G., Pajeau, J. L., & Lissolo, T. (2002). Performances of constructed wetlands for municipal wastewater treatment in rural mountainous area. *Hydrobiologia*, 469(i), 87-98. <https://doi.org/10.1023/A:1015567325463>
- Ministerio de Ambiente. (2015). Registro Oficial Edición Especial 387, Acuerdo Ministerial 097-A. *Secretaría Nacional del Agua*, 1-7.
- Mondal, S., Bobde, K., Aikat, K., & Halder, G. (2016). Biosorptive uptake of ibuprofen by steam activated biochar derived from mung bean husk: Equilibrium, kinetics, thermodynamics, modeling and eco-toxicological studies. *Journal of Environmental Management*, 182, 581-594. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.018>
- Morales, G., Lopez, D., Vera, I., & Vidal, G. (2015). Humedales construidos con plantas ornamentales para el tratamiento de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas (Constructed wetlands with ornamental plants for removal of organic matter and nutrients contained in sewage). *Theoria*, 22(1), 33-46.
- Nasir, H., Kyazze, G., & Keshavarz, T. (2013). Advances in the valorization of lignocellulosic materials by biotechnology: An overview. *BioResources*, 8(2), 3157-3176. <https://doi.org/10.15376/biores.8.2.3157-3176>
- Nawab, B., Esser, K. B., Jenssen, P. D., Nyborg, I. L. P., & Baig, S. A. (2018). Technical Viability of Constructed Wetland for Treatment of Dye Wastewater in Gadoon Industrial Estate, Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. *Wetlands*, 38(6), 1097-1105. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0824-x>
- Nepote, V., Grosso, N. R., & Guzmán, C. A. (2005). Optimization of extraction of phenolic antioxidants from peanut skins. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 85(1), 33-38. <https://doi.org/10.1002/jsfa.1933>
- Neubauer, M., Plaza de los Reyes, C., Pozo, G., Villamar, C., & Vidal, G.

- (2012). Growth and nutrient uptake by *Schoenoplectus californicus* (C.A. Méyer) Sójak in a constructed wetland fed with swine slurry. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 12(3), 421-430. <https://doi.org/10.4067/s0718-95162012005000004>
- Nie, E., Wang, D., Yang, M., Luo, X., Fang, C., Yang, X., ... Zheng, Z. (2015). Tower bio-vermifilter system for rural wastewater treatment: bench-scale, pilot-scale, and engineering applications. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(3), 1053-1064. <https://doi.org/10.1007/s13762-013-0479-6>
- Nodal, E. (2001). Procesos Biológicos Aplicados Al Tratamiento De Agua Residual. *Ingeniería hidráulica y ambiental*, XXII(4), 52-56.
- Pérez, J., Muñoz, J., De La Rubia, T., & Martínez, J. (2002). Biodegradation and biological treatments of cellulose, hemicellulose and lignin: An overview. *International Microbiology*, 5(2), 53-63. <https://doi.org/10.1007/s10123-002-0062-3>
- Pineda, R., Alba, J., Thalasso, F., & Ponce, T. (2004). Microbial characterization of organic carrier colonization during a model biofiltration experiment. *Letters in Applied Microbiology*, 38(6), 522-526. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2004.01530.x>
- Pino, R., Val, J., Mainar, A. M., Zuriaga, E., Español, C., & Langa, E. (2015). Acute toxicological effects on the earthworm *Eisenia fetida* of 18 common pharmaceuticals in artificial soil. *Science of the Total Environment*, 518-519, 225-237. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.080>
- Platzer, C., & Mauch, K. (1997). Soil clogging in vertical flow reed beds - Mechanisms, parameters, consequences and.....solutions? *Water Science and Technology*, 35(5), 175-181. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00066-8](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00066-8)
- Pomati, F., Netting, A. G., Calamari, D., & Neilan, B. A. (2004). Effects of erythromycin, tetracycline and ibuprofen on the growth of *Synechocystis* sp. and *Lemna minor*. *Aquatic Toxicology*, 67(4), 387-396. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2004.02.001>
- Quiroz, A. L. C. (2009). *Sistema combinado para el tratamiento de aguas residuales para viviendas unifamiliares*. 107. Recuperado de <http://www.ptolomeo.unam.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/132.248.52.100/2885/cervantesquiroz.pdf?sequence=1>
- Rede, D., Santos, L. H. M. L. M., Ramos, S., Oliva-Teles, F., Antão, C., Sousa, S. R., & Delerue-Matos, C. (2016). Ecotoxicological impact of two soil remediation treatments in *Lactuca sativa* seeds. *Chemosphere*, 159, 193-198. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.002>
- Reinhold, D., Vishwanathan, S., Park, J. J., Oh, D., & Michael Saunders, F. (2010). Assessment of plant-driven removal of emerging organic pollutants by duckweed. *Chemosphere*, 80(7), 687-692. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.05.045>

- Rintala, J. A., & Lepistö, S. S. (1992). Anaerobic treatment of thermomechanical pulping whitewater at 35-70°C. *Water Research*, 26(10), 1297-1305. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(92\)90124-M](https://doi.org/10.1016/0043-1354(92)90124-M)
- Rojas, D. (2015). *Estudio de la ozonificación continua de un efluente contaminado con productos farmacéuticos: ibuprofeno, diclofenaco y sufametoxazol*. 1-182.
- Sadaf, S., & Bhatti, H. N. (2014). Batch and fixed bed column studies for the removal of Indosol Yellow BG dye by peanut husk. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 45(2), 541-553. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2013.05.004>
- Samal, K., Dash, R. R., & Bhunia, P. (2017). Performance assessment of a *Canna indica* assisted vermifilter for synthetic dairy wastewater treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 111(August), 363-374. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.07.027>
- Saravanan, M., Devi, K. U., Malarvizhi, A., & Ramesh, M. (2012). Effects of Ibuprofen on hematological, biochemical and enzymological parameters of blood in an Indian major carp, *Cirrhinus mrigala*. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 34(1), 14-22. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2012.02.005>
- Seco, A., Jiménez, A., Ruiz, A., & Ferrer, J. (2018). *Tecnología de biorreactores anaerobios de membrana (AnMBR) para tratamiento de aguas residuales urbanas y reutilización de agua en agricultura. Una simbiosis en el marco de la Economía Circular. Retema Medio Ambiente*. <https://doi.org/10.2760/804116>
- Sgroi, M., Pelissari, C., Roccaro, P., Sezerino, P. H., García, J., Vagliasindi, F. G. A., & Ávila, C. (2018). Removal of organic carbon, nitrogen, emerging contaminants and fluorescing organic matter in different constructed wetland configurations. *Chemical Engineering Journal*, 332(July 2017), 619-627. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.09.122>
- Sharma, P. K., Takashi, I., Kato, K., Ietsugu, H., Tomita, K., & Nagasawa, T. (2013). Effects of load fluctuations on treatment potential of a hybrid sub-surface flow constructed wetland treating milking parlor waste water. *Ecological Engineering*, 57, 216-225. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.031>
- Sierra, R., Harbrecht, J., Kortekaas, S., & Lettinga, G. (1990). The continuous anaerobic treatment of pulping wastewaters. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, 70(2), 119-127. [https://doi.org/10.1016/0922-338X\(90\)90283-3](https://doi.org/10.1016/0922-338X(90)90283-3)
- Sinha, R. K., Bharambe, G., & Chaudhari, U. (2008). Sewage treatment by vermifiltration with synchronous treatment of sludge by earthworms: A low-cost sustainable technology over conventional systems with potential for decentralization. *Environmentalist*, 28(4), 409-420. <https://doi.org/10.1007/s10669-008-9162-8>

- Tejada, C., Villabona, Á., & Garcés, L. (2015). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *Tecnológicas*, 18(34), 109. <https://doi.org/10.22430/22565337.209>
- Tejor, J. (2019). *ESTUDIO DEL COMPORTAMIENTO DE Eisenia foetida Y Schoenoplectus californicus EN BIOFILTROS DE CÁSCARA DE MANÍ PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA.*
- Torrens, A. (2015). *Subsurface flow constructed wetlands for the treatment of wastewater from different sources. Design and operation.* 261. Recuperado de http://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/380738/ATA_THESIS.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- UNESCO. (2016). *Retrato de 15 ciudades emblemáticas del mundo.* Recuperado de www.unesco.org/open-access/terms-use-ccbysa-sp
- UNESCO. (2017a). Aguas residuales: El recurso desaprovechado. En *El Abreguense* (Vol. 3). Recuperado de http://cidta.usal.es/cursos/EDAR/modulos/Edar/unidades/LIBROS/logo/pdf/Aguas_Residuales_composicion.pdf
- UNESCO. (2017b). *Contaminantes emergentes en la reutilización de aguas residuales en los países en desarrollo Ejecutado.*
- Velasco, V. (2015). *Vermifiltros Para El Tratamiento De Aguas Residuales.*
- Velasco, Y. (2011). *SISTEMAS DE BIOFILTRACIÓN EMPACADOS CON TURBA Y NANOPARTÍCULAS DE TiO2 Y MgO PARA REMOCION DE FENOL.*
- Vystavna, Y., Frkova, Z., Marchand, L., Vergeles, Y., & Stolberg, F. (2017). Removal efficiency of pharmaceuticals in a full scale constructed wetland in East Ukraine. *Ecological Engineering*, 108(May), 50-58. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.009>
- Winter, K. J., & Goetz, D. (2003). The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 48(5), 9-14. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0268>
- Yuan, C., Hung, C. H., & Huang, T. Y. (2018). Application of RuO₂/Ni foam electrodes for remediation of ibuprofen in soil matrix—the effect of electrokinetic parameters. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(6), 5181-5190. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9244-6>
- Zaaba, N., & Ismail, H. (2018). Comparative study of irradiated and non-irradiated recycled polypropylene/peanut shell powder composites under the effects of natural weathering degradation. *BioResources*, 13(1), 487-505. <https://doi.org/10.15376/biores.13.1.487-505>
- Zhang, L., Lv, T., Zhang, Y., Stein, O. R., Arias, C. A., Brix, H., & Carvalho, P. N. (2017). Effects of constructed wetland design on ibuprofen removal – A mesocosm scale study. *Science of the Total Environment*, 609, 38-45.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.130>

Zhang, X. X., Cheng, S. P., Wan, Y. Q., Sun, S. L., Zhu, C. J., Zhao, D. Y., & Pan, W. Y. (2006). Degradability of five aromatic compounds in a pilot wastewater treatment system. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 58(2), 94-98. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2006.07.006>

Zwiener, C., & Frimmel, F. H. (2003). Short-term tests with a pilot sewage plant and biofilm reactors for the biological degradation of the pharmaceutical compounds clofibric acid, ibuprofen, and diclofenac. *Science of the Total Environment*, 309(1-3), 201-211. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00002-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00002-0)

ANEXOS

ANEXOS

ANEXO 1. SISTEMA DE FILTRACIÓN UTILIZADO EN EL ESTUDIO



ANEXO 2. pH-METRO MODELO pH 600 MILWUAKE



MEDIDOR DE HUMEDAD Y TEMPERATURA DEL SUELO XH300 WIRELESS



ANEXO 3. CONTROL DE TAPONAMIENTO



ANEXO 4. EQUIPO HPLC



ANEXO 5. RESULTADOS DE PRUEBAS DE TUKEY DE DQO

Análisis de la varianza de ibuprofeno

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Eficiencia	44	0,22	0,16	9,77

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	760,18	3	253,39	3,82	0,0169
Biofiltro	760,18	3	253,39	3,82	0,0169
Error	2652,00	40	66,30		
Total	3412,18	43			

Test: Tukey Alfa=0,05 DMS=9,30632

Error: 66,3000 gl: 40

Biofiltro	Medias	n	E.E.		
C	76,64	11	2,46	A	
P	83,82	11	2,46	A	B
L	85,09	11	2,46	A	B
LP	87,91	11	2,46		B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

ANEXO 6. RESULTADOS DE PRUEBAS DE TUKEY DE SÓLIDOS VOLÁTILES

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Eficiencia	44	0,47	0,44	6,74

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	806,91	3	268,97	12,05	<0,0001
Biofiltro	806,91	3	268,97	12,05	<0,0001
Error	892,73	40	22,32		
Total	1699,64	43			

Test: Tukey Alfa=0,05 DMS=5,39947

Error: 22,3182 gl: 40

Biofiltro	Medias	n	E.E.	
C	65,82	11	1,42	A
P	67,64	11	1,42	A
L	69,82	11	1,42	A
LP	77,09	11	1,42	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

ANEXO 7. RESULTADOS DE PRUEBAS DE TUKEY DE REMOCIÓN DE IBUPROFENO

Análisis de la varianza

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Eficiencia	24	0,86	0,83	1,84

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	348,67	3	116,22	39,62	<0,0001
Biofiltro	348,67	3	116,22	39,62	<0,0001
Error	58,67	20	2,93		
Total	407,33	23			

Test: Tukey Alfa=0,05 DMS=2,76766

Error: 2,9333 gl: 20

Biofiltro	Medias	n	E.E.	
P	87,17	6	0,70	A
C	93,17	6	0,70	B
LP	96,50	6	0,70	C
L	96,50	6	0,70	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

ANEXO 8. RESULTADOS DE ANÁLISIS DE PLAGIO

<https://secure.arkund.com/view/74223932-691300-245051>