



Universidad de Concepción

CARTILLAS TÉCNICAS CRHIAM 2026

La vermifiltración como tecnología para el tratamiento de aguas servidas: Aspectos técnicos

Laura Dossow - Víctor Gutiérrez - Felipe Barriga - Gladys Vidal



CRHIAM
CENTRO DE RECURSOS HÍDRICOS PARA LA AGRICULTURA Y LA MINERÍA
ANID/FONDAP/1523A0001

CARTILLAS TÉCNICAS CRHIAM 2026

Edición impresa: 2810-7527

Edición en línea: 2810-7535

DIRECTORA

Gladys Vidal Sáez

COMITÉ EDITORIAL

Sujey Hormazábal Méndez

María Belén Bascur Ruiz

CARTILLA:

La vermifiltración como tecnología para el tratamiento de aguas servidas: Aspectos técnicos

AGRADECIMIENTOS

Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería (CRHIAM)

ANID/FONDAP/1523A0001

Victoria 1295,
Barrio Universitario,
Concepción, Chile
Teléfono +56-41-2661570

www.crhiam.cl

AUTORES

LAURA DOSSOW

Ingeniera Ambiental.
Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental
(GIBA-UdeC), Facultad de Ciencias Ambientales,
Universidad de Concepción.

VÍCTOR GUTIÉRREZ

Biólogo Ambiental.
Universidad de Chile.
Doctor en Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción.
Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental
(GIBA-UdeC), Facultad de Ciencias Ambientales,
Universidad de Concepción.

FELIPE BARRIGA

Bioingeniero.
Diplomado en Análisis y Gestión del Ambiente,
Universidad de Concepción.
Ingeniero de Apoyo CRHIAM.

GLADYS VIDAL

Doctora en Ciencias Químicas.
Programa en Biotecnología Ambiental,
Universidad Santiago de Compostela, España.
Profesora Titular Facultad de Ciencias Ambientales,
Universidad de Concepción.
Directora CRHIAM.

RESUMEN

Los vermifiltros son una solución basada en la naturaleza utilizada como tratamiento secundario de aguas servidas. Las reacciones bioquímicas como la degradación de materia orgánica y nitrificación dependen de la interacción simbiótica entre lombrices y microorganismos y de los parámetros de diseño, operación y factores ambientales del vermifiltro. Los rangos óptimos de velocidad de carga hidráulica son de 0,02 y 2,5 m³/m²d y de la velocidad de carga orgánica son de 0,2 y 0,4 kg DQO/m²d. En cuanto a parámetros in situ, se establecen rangos de temperatura, pH, humedad, potencial óxido-reducción (POR) y oxígeno disuelto (OD) que se indican a continuación: la temperatura se debe encontrar entre 15 – 25°C, con un pH entre 5 – 9 y humedad en un 60 – 80%. El OD óptimo se encuentra entre 2 – 4 mgO₂/L y un POR mayor a 100 mV.

Esta tecnología ha demostrado para eliminar material orgánico con un promedio de 86,5% de eliminación de Demanda Química de Oxígeno (DQO), 90% de eliminación de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), 70,5% de Nitrógeno Total (NT), 81% de eliminación de Amonio (N-NH₄⁺), 54,8% de Fosforo Total (PT), 78% de Solidos Suspendidos Totales (SST) y 99% de Coliformes Totales (CT).

El vermifiltro en comparación con tecnologías convencionales, presenta ventajas comparativas relativas con un bajo consumo energético, la simplicidad de la operación del sistema, con un costo de operación estimado de 56,2 CLP/m³d y una purgación del medio cada 4 años. Lo anterior lo convierte en una alternativa ideal para zonas rurales o con recursos limitados.

No obstante, el proceso de vermifiltración puede generar emisiones de gases de efecto invernadero, con valores reportados entre 314–21.663 mg CO₂/m²·h, 0 –1.870 mg CH₄/m²·h y 0 –120 mg N₂O/m²·h. Además, se registra un impacto de eutrofización estimado en 10.984 m³/(kg P eq./ kg DQO eliminado). Por otra parte, el lodo generado en el vermifiltro es equivalente a 0,08 kg SST/ DQOeliminada, cuya deposición inadecuada implica riesgos sanitarios y deterioro del suelo.

INTRODUCCIÓN

En un contexto de escasez hídrica y cambio climático, el tratamiento de aguas servidas representa un desafío por los riesgos asociados en la salud humana y en los ecosistemas. La presencia de productos químicos, metales pesados y patógenos en las aguas servidas favorece la transmisión de enfermedades. También, estos componentes deterioran las condiciones en los cuerpos de agua receptores de la descarga de los contaminantes (Thorn and Kerekes, 2001, Kesari *et al.*, 2021). Según el Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos de 2025, durante el periodo de 2000-2021 la extracción total de agua dulce incrementó un 0,7% anual. El aumento de la demanda de agua ha provocado que un cuarto de la población mundial enfrente un estrés hídrico. Se estima que un 80% del agua potable utilizada por usuarios domésticos se convierte en aguas servidas. Este aumento de la demanda entonces ha incrementado a la vez la presión sobre los tratamientos de aguas servidas. Además, la OMS (2021) indicó que un 44% de las aguas servidas se descargan sin un tratamiento seguro. Esto ocurre por la falta de infraestructura y educación para su correcto funcionamiento. En Chile esta situación se evidencia en que un 83% de las zonas rurales carecen de alcantarillado adecuado para el tratamiento de aguas servidas (SISS, 2022).

En este escenario, el tratamiento de aguas servidas por medio de tecnologías basadas en la naturaleza ha adquirido importancia en los últimos años. Las soluciones basadas en la naturaleza destacan por su accesibilidad y capacidad de eliminación de compuestos dañinos para la salud de las personas y de los ecosistemas. La ventaja de estas tecnologías es que logran su objetivo a un costo estructural y energético en un 40 a 70% menos que una tecnología convencional (Castellar *et al.*, 2022). Entre estas tecnologías se encuentra el vermifiltro. Este sistema se ha implementado principalmente en zonas rurales y, más recientemente, en la industria. Sin embargo, aún representa menos de 1% de las tecnologías utilizadas en Chile (SISS, 2022).

Abordar el estudio del vermifiltro es clave no solo desde el punto de vista económico, sino también ambiental. Esto permite identificar el desempeño de la tecnología y los mecanismos que comprende. La caracterización del sistema y el análisis de impactos indirectos nos permiten evaluar de forma integral la planta de tratamiento de aguas servidas. De este modo, el vermifiltro se presentan como una vía alternativa de saneamiento, reduciendo la propagación de enfermedades, asequibles y sustentables que permite el avance en los Objetivos de Desarrollo Sostenibles (ODS).

FUNDAMENTOS TÉCNICOS

El vermifiltro es un tratamiento secundario de aguas servidas creada y desarrollada por el Dr. José Tohá Castellá en la Universidad de Chile (Vidal *et al.*, 2014) que surge desde la necesidad de implementar una tecnología compatible con la situación en zonas rurales. En este sector la densidad de población es reducida (<1000 habitantes). Por lo tanto, no produce más de 3800 m³/d de aguas servida (Vidal *et al.*, 2014). Considerando lo anterior, el vermifiltro cumple con los requisitos de poseer una baja complejidad, mínima necesidad de mantención de equipos, reducción de residuos derivados del tratamiento, bajo consumo energético y operación sencilla (Vidal *et al.*, 2014).

El vermifiltro utiliza un proceso de bio-oxidación basado en la relación simbiótica entre lombrices y microorganismos. Generalmente el tipo de lombriz utilizada es *Eisenia foetida* y *Eudrilus eugeniae* (Kumar *et al.*, 2016) Las reacciones químicas e interacciones biológicas aceleran la estabilización de la materia orgánica (Dey Chowdhury *et al.*, 2022; Gutiérrez *et al.*, 2023a). Las condiciones óptimas para el correcto desarrollo y funcionamiento de la especie *Eisenia foetida* son de un pH ideal que se encuentra cercano a la neutralidad cuyos rangos se estiman de entre 6,5 a 7,5. En cuanto a la humedad, se requiere un contenido del 70% al 80%, ya que niveles inferiores o superiores a este rango, pueden afectar negativamente la supervivencia y eficiencia de las lombrices. La temperatura óptima para un correcto funcionamiento y desarrollo de la especie oscila entre los 20 °C a 25 °C (Somarriba Reyes y Guzmán Guillén, 2004). La tecnología del sistema funciona como un biofiltro aeróbico a causa del comportamiento de excavación de las lombrices que aumentan el oxígeno. En consecuencia, no necesita aireación inducida o sistemas de bombeo (Gutiérrez *et al.*, 2023b).

- **Comunidad microbiana y actividad enzimática.**

Es posible identificar algunos microorganismos dentro de la complejidad de diversidad en la microflora del vermifiltro. Dentro de las destacadas que se encuentran en el tracto digestivo de las lombrices son las especies bacterianas *Bacillus sp* y *Enterobacter*. También se identificaron hongos y actinobacterinas que contaban con actividad antibacteriana como *Penicillium chrysigenum* y *Streptomyces*. (Arora *et al.*, 2014).

Por otra parte, Yang *et al.* (2017) han identificado bacterias en las biopelículas del vermifiltro. Las *Proteobacterias* son las dominantes en este medio por su adaptabilidad a los cambios. Seguida de esta, se encuentran las bacterias *Bacteroidetes* reconocidas por ser desintegradoras que participan en la eliminación de nitrógeno y fósforo de las aguas servidas. Por otra parte, *Xanthomonadace* y *Lysobacter* producen una variedad de enzimas extracelulares que permiten la hidrólisis y digestión de materia orgánica en lodos. Este mismo estudio menciona una relación 5 es a 1 de presencia de bacterias aeróbicas y anaeróbicas respectivamente. De esta última categoría se identificó *Holophagaceae* y bacterias anaeróbicas facultativas *Aeromonas*.

Si bien los microorganismos son los principales responsables de los procesos mencionados, es importante destacar el rol de las lombrices que refuerza la degradación de los componentes. A través

de diferentes mecanismos como la excavación, digestión, y deposición permiten modificar la biomasa microbiana (Arora *et al.*, 2020). La excavación crea condiciones aeróbicas aumentando el OD desde 0,35 mg/L a 2 - 5 mg/L en los primeros 5 cm de profundidad del medio. En el tracto digestivo de la lombriz asimilan parte del carbono y nutrientes y se secreta una sustancia que estimula a los microorganismos en el medio (Arora *et al.*, 2020; Capowiez *et al.*, 2021; Saapi *et al.*, 2024). Adugna *et al.* (2019) comprobaron que hubo un aumento de cantidad y variedad de cinco veces más en la población microbiana en comparación a un sistema sin lombrices. Saapi *et al.* (2024) reportó que en un sistema con una densidad de lombrices hasta 10000 lombrices/m³ se detectaron 26 especies de microorganismos aeróbicos. Por el contrario, en un sistema sin lombrices solo se identificaron 11 especies.

Dicho lo anterior, la comprensión de los mecanismos que se desarrollan dentro del medio filtrante del vermifiltro proporciona las herramientas para evaluar las eficiencias de eliminación. Esta información ayuda a distinguir cómo la variabilidad de múltiples factores afecta la eliminación de contaminantes. A pesar de que las eficiencias de eliminación de DQO y SST son optimistas, no deja de ser importante que los mecanismos mencionados son propensos a generar impactos en el medio ambiente.

- **Constitución de un vermifiltro.**

La Figura 1 muestra un vermifiltro compuesto por distintos estratos filtrantes. En la primera capa ocurre la interacción de lombrices y microorganismos favoreciendo la degradación de materia orgánica. En el o los niveles siguientes el medio filtrante aumenta el tamaño del material que permite la retención de sólidos. El agua servida es distribuida sobre la superficie del primer medio y el efluente tratado se recolecta en el punto de descarga del sistema (Singh *et al.*, 2017).

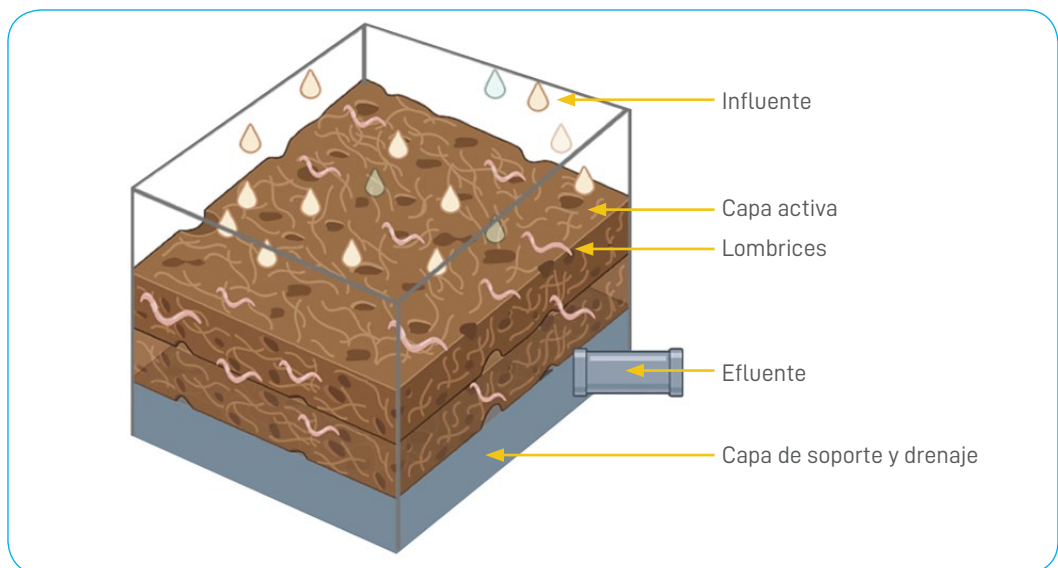


Figura 1. Esquema de un tratamiento de aguas servidas mediante un vermifiltro.

La vermifiltración como tecnología para el tratamiento de aguas servidas: Aspectos técnicos

La Figura 2 muestra tres tipos de vermifiltro según el flujo de agua servida (influyente), subsuperficial vertical, horizontal e híbrido. En los vermifiltros verticales (Figura 2a) se apilan capas de forma vertical con un medio de soporte y drenaje en la parte inferior. En estos sistemas el agua servida fluye desde la superficie hacia abajo, lo que permite que predomine la condición aeróbica y además asegura una degradación completa. En el vermifiltro subsuperficial horizontal (Figura 2b) se mantienen condiciones aeróbicas y anóxicas. Mientras que la Figura 2c muestra un vermifiltro híbrido que combina dos etapas una vertical y otra horizontal. El beneficio de este último es una mejor eliminación de materia orgánica y nutrientes. A causa del tiempo de retención hidráulica y condiciones óxido-reducción favorables en el sistema (Dey Chowdhury *et al.*, 2022).

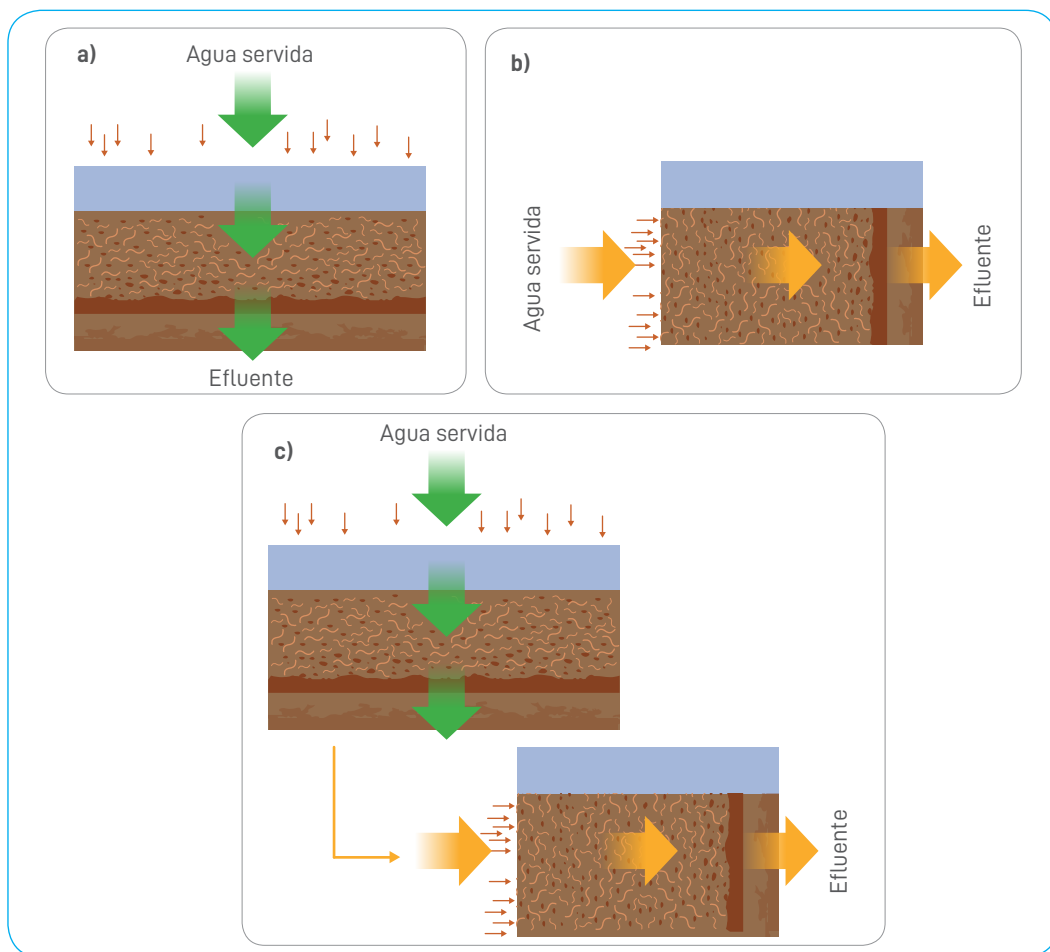


Figura2. Tipos de vermifiltros según el flujo del agua servida. a) subsuperficial vertical; b) subsuperficial horizontal; c) híbrido.

Si bien se ha evaluado el vermifiltro como un tratamiento secundario de aguas servidas, se desconoce el detalle sobre los indicadores de sostenibilidad ambiental, asequibilidad económica y aceptabilidad social (Dey Chowdhury *et al.*, 2022).

- **Mecanismos de funcionamiento.**

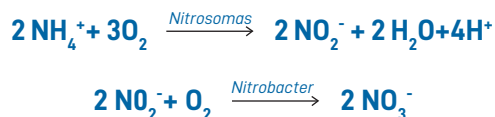
El vermifiltro está constituido por lombrices y microorganismos que subsisten en un medio filtrante. En este medio ocurren procesos bioquímicos, físico-químicos y biológicos que permiten la eliminación de la materia orgánica, transformación de nutrientes, sólidos y filtración de compuestos y microorganismos (Saapi *et al.*, 2024).

La Figura 3 ilustra los principales componentes del agua servida que ingresan a un sistema de tratamiento por vermifiltro. Las partículas sólidas son fragmentadas en partículas más finas por la acción de digestión de las lombrices. De esta manera, aumenta su área superficial y son degradadas por los microorganismos o adsorbidas por el medio filtrante (Arora *et al.*, 2020; Saapi *et al.*, 2024). Como resultado de este proceso la materia orgánica es retenida en el medio o se mineraliza y libera iones solubles. Lo anterior puede cuantificarse a través de la determinación del parámetro in situ de conductividad eléctrica (CE). Una forma más directa es la determinación de la eficiencia de eliminación de sólidos suspendidos totales (SST). Arora *et al.* (2020) identificaron este efecto en su vermifiltro de estudio registrando un aumento de 2.500 a 3.000 $\mu\text{S}/\text{m}$ en CE y una eficiencia de eliminación del 90% de SST. Además, Nogales *et al.* (2020) asocia la fragmentación de partículas al parámetro de actividad microbiana medida por la enzima deshidrogenasa.

La materia orgánica ingresada al vermifiltro es modificada por acción de microorganismos asociados a las lombrices mediante su actividad enzimática (Arora *et al.*, 2020). La materia orgánica se descompone a través de un proceso de hidrólisis en compuestos más simples. Luego experimenta una oxidación o deshidrogenación para la estabilización de este componente (Arora *et al.*, 2020). Finalmente se transforma en biomasa, agua y dióxido de carbono (CO_2) si tiene una oxidación completa. En caso contrario, puede generar emisiones de metano (CH_4) o ser directamente descargada en el agua tratada (Gutiérrez *et al.*, 2023).

Por otra parte, el nitrógeno está presente en el agua servida en forma de amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) o nitrógeno orgánico (N_{org}). Pueden estar en el medio en conjunto, pero la configuración predominante dependerá de las condiciones ambientales del lugar de estudio. Para ello, se debe considerar los tres procesos del ciclo del nitrógeno: fijación de N_2 , nitrificación y desnitrificación.

Si el vermifiltro se encuentra en condiciones favorables para el crecimiento de microorganismos aeróbicos, es decir, 2 mg/L de OD, 20°C y pH neutro, los componentes del agua servida tenderán a la nitrificación. El nitrógeno orgánico se transforma en amonio (NH_4^+) a través de microorganismos heterótrofos en un proceso de amonificación. Seguidamente, las bacterias Nitrobacter y Nitrosomas generan procesos de nitrificación transformando el NH_4^+ a NO_3^- . Dentro de esta reacción se genera como intermediario el nitrito (NO_2^-). Las reacciones químicas a continuación muestran en detalle como ocurre la oxidación:



Las reacciones químicas muestran la dependencia hacia el oxígeno disuelto (OD) para que se lleven a cabo. La nitrificación es incompleta cuando la concentración de OD se encuentra en una concentración inferior a 0,5 mg/L. Esto incrementa la concentración de NO_2^- en el sistema, ya que no se conserva suficiente oxígeno para la segunda parte del mecanismo (Dey Chowdhury and Bhunia, 2021). A la vez, un bajo OD provoca la conversión del NO_3^- en NO_2^- . O directamente el NO_2^- acumulado es liberado a la atmósfera como N_2O o N_2 en un proceso de desnitrificación (Singh *et al.*, 2021; Dey Chowdhury *et al.*, 2023).

Por su parte, el fósforo se encuentra como ácidos nucleicos, nucleótidos, fosfolípidos, polifosfatos y otros componentes celulares. También se presenta de forma inorgánica soluble como PO_4^{3-} (Canfield *et al.*, 2005). Su eliminación en un sistema de tratamiento depende más de la capacidad de adsorción del medio filtrante que de los microorganismos. Además, las lombrices son propensas a la mineralización del fósforo, pero no de eliminar este contenido (Gutiérrez *et al.*, 2023a). Por consiguiente, hay una variabilidad en la cantidad del fósforo presente, debido a que aún con la adsorción en el sistema que contribuye a su eliminación, la actividad metabólica de las lombrices promueve la rápida mineralización de fosfato en el sistema. Por lo tanto, el fósforo en las aguas residuales puede quedar retenido en el medio filtrante, se incorpora a la biomasa microbiana o liberarse nuevamente a al efluente.

Finalmente, sobre la capacidad de eliminar patógenos y contaminantes microbianos se han medido de forma indirecta a través de parámetros como Coliformes Totales (CT) y Coliformes Fecales (CF). Ambos son indicadores de posible presencia de patógenos. Su eliminación en el medio filtrante está dada principalmente por procesos de filtración y adsorción. Esto es reforzado por la secreción de una consistencia viscosa y pegajosa de las lombrices que limita el movimiento de microorganismos externos (Gutiérrez *et al.*, 2023).

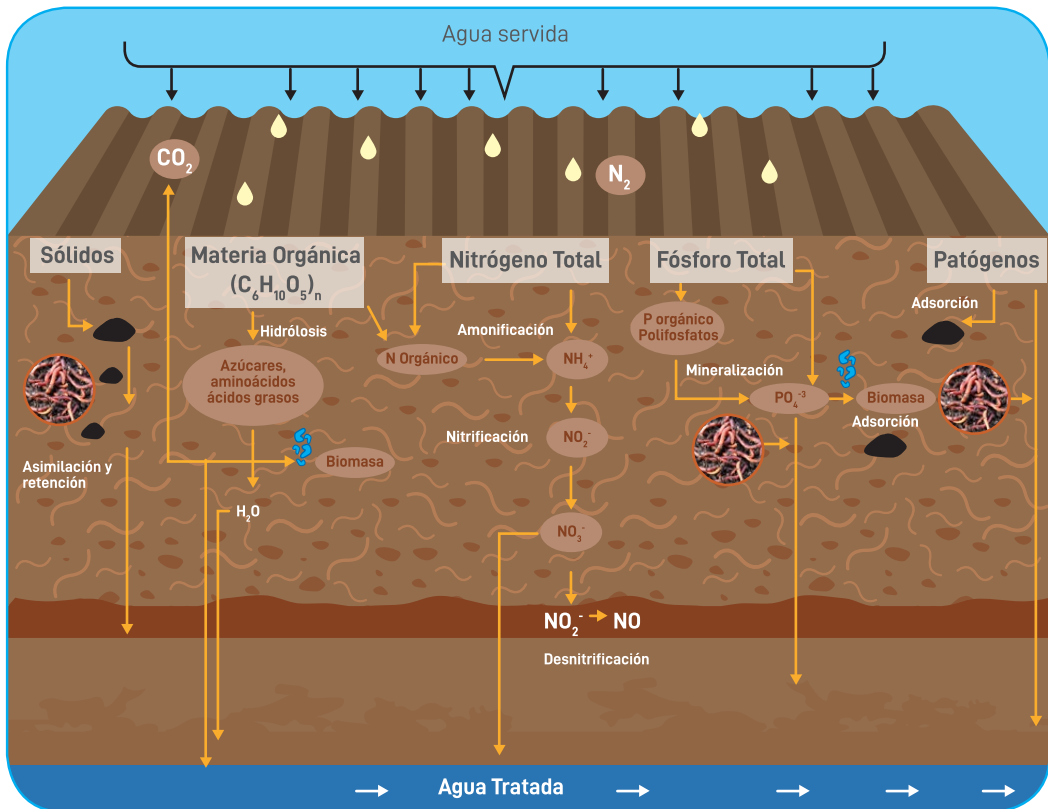


Figura 3. Representación de mecanismos y reacciones en un vermifiltro.

Como se ha indicado las aguas residuales pasan a través de la capa activa, donde la materia orgánica se convierte en vermicompost enriquecido con humus por las lombrices de tierra. Posteriormente, se produce la filtración a través del medio filtrante. El medio filtrante favorece el crecimiento de microorganismos y, posteriormente, se lleva a cabo un tratamiento secundario. La actividad de molida de las lombrices de tierra ayuda a aumentar la superficie específica total presente en el medio filtrante, lo que permite una mayor absorción de los contaminantes orgánicos e inorgánicos de las aguas residuales. Las partículas disueltas y en suspensión quedan atrapadas en el medio filtrante a medida que se percolan y se estabilizan mediante complejos bioprocesos que tienen lugar en la capa activa.

Los componentes disueltos de las aguas residuales se desplazan hacia abajo en los perfiles, adsorbidos en la matriz superficial del medio y degradados por la acción simbiótica de las enzimas y los microbios

La vermifiltración como tecnología para el tratamiento de aguas servidas: Aspectos técnicos

liberados por las lombrices de tierra. El vermifiltro no se obstruye porque las lombrices mejoran la aireación al excavar y aceleran la actividad microbiana al aumentar la población de microorganismos del suelo, incrementando así la rápida utilización de los compuestos orgánicos absorbidos. Esta actividad simbiótica y sinérgica de las lombrices y los microorganismos también modifica las propiedades fisicoquímicas de las aguas residuales. La Figura 4 muestra detalladamente el mecanismo y la transformación de los compuestos contenidos en las aguas servidas.

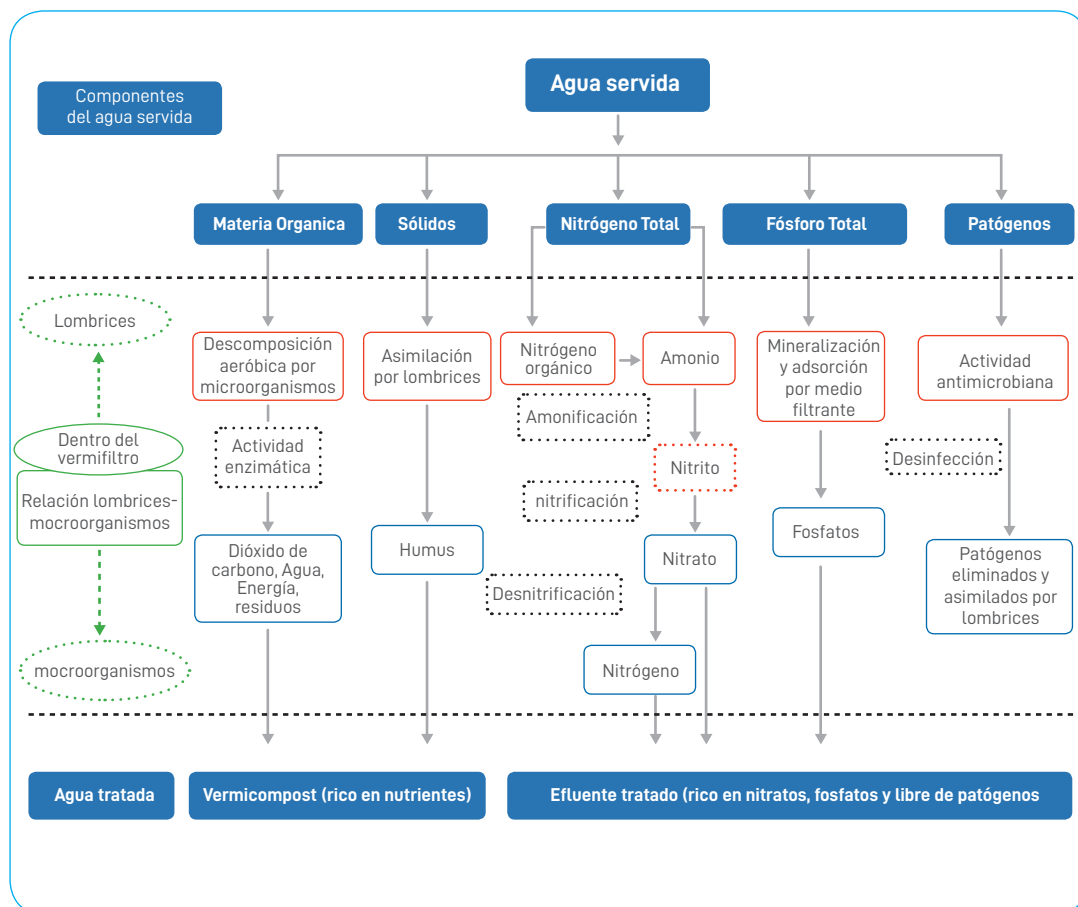


Figura 4. Mecanismo y transformación de los compuestos contenidos en las aguas servidas vía vermifiltración (modificado de Arora y Saraswatb, 2021).

- **Condiciones de diseño y operación.**

Como se mencionó anteriormente, el vermifiltro es una tecnología de tratamiento de aguas servidas que no se encuentra estandarizada. Por ello, se pueden encontrar una serie de estudios con distintas condiciones de diseño y operación para evaluar su eficiencia.

La Tabla 1 muestra los parámetros óptimos de un vermifiltro de acuerdo con la bibliografía recopilada. Según Singh *et al.* (2017) existen dos parámetros relevantes para su diseño: El medio filtrante y la especie de lombriz. El medio filtrante abarca al menos dos capas, la parte superior o capa activa puede tener más de un material; aserrín, arena, compost, virutas de madera, entre otros. Este último mencionado según varios estudios tiene una capacidad de adsorción, porosidad y retención hidráulica superior que permite una mejor eficiencia de eliminación.

Por otra parte, Gutiérrez *et al.* (2023b) indicaron que la especie de lombriz que se ajusta mejor al sistema es la *Eisenia foetida*. Esta especie resulta importante por su capacidad de adaptación a cambios ambientales y de operación. Kumar *et al.* (2016) realizaron un estudio comparativo entre *Eisenia foetida* y *Eudrilus eugeniae*, donde esta última tuvo una mortalidad total. Los experimentos con la *Eisenia foetida* presentaron una eficiencia de eliminación de DQO de un 27% superior en comparación a un sistema sin lombrices (Sinha *et al.*, 2008). La densidad de las lombrices en el medio debe ser suficiente para una eficiente eliminación de la DQO. Cuando la densidad supera las 10.000 lombrices/m³, se puede generar obstrucción en el medio filtrante. Por lo tanto, como se menciona en la Tabla 1 un rango óptimo se encontraría entre 5.000 – 10.000 lombrices/m³.

También hay que considerar en el diseño la profundidad del medio filtrante. Mientras mayor sea la profundidad, más tiempo de retención tendrá el sistema. Sin embargo, algunas investigaciones han indicado que esto conlleva implicancias ambientales como, por ejemplo, la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) (Gutiérrez *et al.*, 2023b). Al ser un sistema que simula un entorno natural, las lombrices tenderán a acumularse en la zona rociada de agua servida. En consecuencia, las zonas más profundas solo tienen una función filtrante y generan un ambiente propicio para formar componentes no deseados. Teniendo en cuenta las variables, el promedio óptimo oscila entre 0,6 – 1,2 m de profundidad.

En cuanto a la Velocidad de Carga Hidráulica (VCH) y Velocidad de Carga Orgánica (VCO) es importante regularlas como en cualquier sistema de tratamiento de aguas servidas. La VCH debe fluctuar entre 0,02 – 2,5 m³/m²d. Esto con el fin de tener un tiempo de retención adecuado sin provocar desprendimientos o cambios en las colonias de los microorganismos. Igualmente, los valores óptimos de la VCO se mantienen entre 0,2 – 0,4 kg DQO/m²d. Con el propósito de evitar la obstrucción del sistema y la limitación de la disponibilidad alimentaria para los microorganismos (Singh *et al.* 2017, Singh *et al.* 2021, Gutiérrez *et al.* 2023a, Gutiérrez *et al.* 2023b, Miito *et al.* 2025).

Durante la operación del vermifiltro se supervisa los parámetros de temperatura, pH, humedad, POR, OD y la conductividad. Estos son algunos de los parámetros esenciales que permiten medir el estado y funcionamiento del tratamiento de aguas servidas. En la Tabla 1 se muestran los rangos óptimos para un sistema de tratamiento de aguas servidas considerando la sensibilidad de las lombrices. La

La vermifiltración como tecnología para el tratamiento de aguas servidas: Aspectos técnicos

temperatura para la supervivencia de las lombrices se debe encontrar entre 15 – 25°C, con un pH entre 5 – 9 y un porcentaje de humedad comprendido entre un 60 – 80%. El OD en un rango de 2 – 4 mgO₂/L y el POR mayor a 100 mV, son indicativos de que el sistema se mantiene mayormente aeróbico. Si el vermifiltro instalado cumple con las condiciones mencionadas se podrá regular el metabolismo de los microorganismos y de las lombrices, es decir, se podrá mantener una óptima eficiencia de eliminación de materia orgánica.

Tabla 1. Parámetros de optimización de un vermifiltro

Categoría	Parámetro	Óptimo	Unidad de medida
Diseño	Medio Filtrante	Virutas de madera	°C
	Profundidad medio filtrante	0,6 a 1,2	m
	Especie de lombriz	<i>Eisenia foetida</i>	-
	Densidad de lombrices	5.000 – 10.000	lombrices/m ³
	VCH	0,02 – 2,5	m ³ /m ² d
	VCO	0,2 – 0,4	kg DQO/m ² d
Operación	Temperatura	15 – 25	°C
	pH	5 – 9	-
	Humedad	60 – 80	%
	POR	100 – 350	mV
	OD	2 – 4	mg/L

VCH: Velocidad de Carga Hidráulica; VCO: Velocidad de Carga Orgánica; DQO: Demanda Química de Oxígeno; POR: Potencial Óxido-Reducción; OD: Oxígeno Disuelto. Fuente: Gerardi (2007), Singh *et al.* (2017), Arora and Saraswat (2021), Singh *et al.* (2021), Gutiérrez *et al.* (2023a, b), Miito *et al.* (2025).

Además del diseño y la operación del vermifiltro se debe considerar la mantención del sistema. No se ha determinado la frecuencia de este, ya que dependerá de las condiciones en el que se encuentre. Sin embargo, es necesario la observación frecuente y la determinación de eficiencias de eliminación de distintos parámetros. Dependiendo de ello, se puede efectuar un cambio de medio filtrante o retiro de residuos superficiales según se estime conveniente.

- **Eficiencia de eliminación de un vermifiltro.**

La eficiencia de eliminación de los contaminantes en un vermifiltro varía según los parámetros operacionales, las condiciones ambientales y el tipo de agua servida. En la Figura 5 se muestran las eficiencias de eliminación de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos recopiladas de diferentes estudios. Estos resultados permiten entender el comportamiento general de los contaminantes medidos en el vermifiltro.

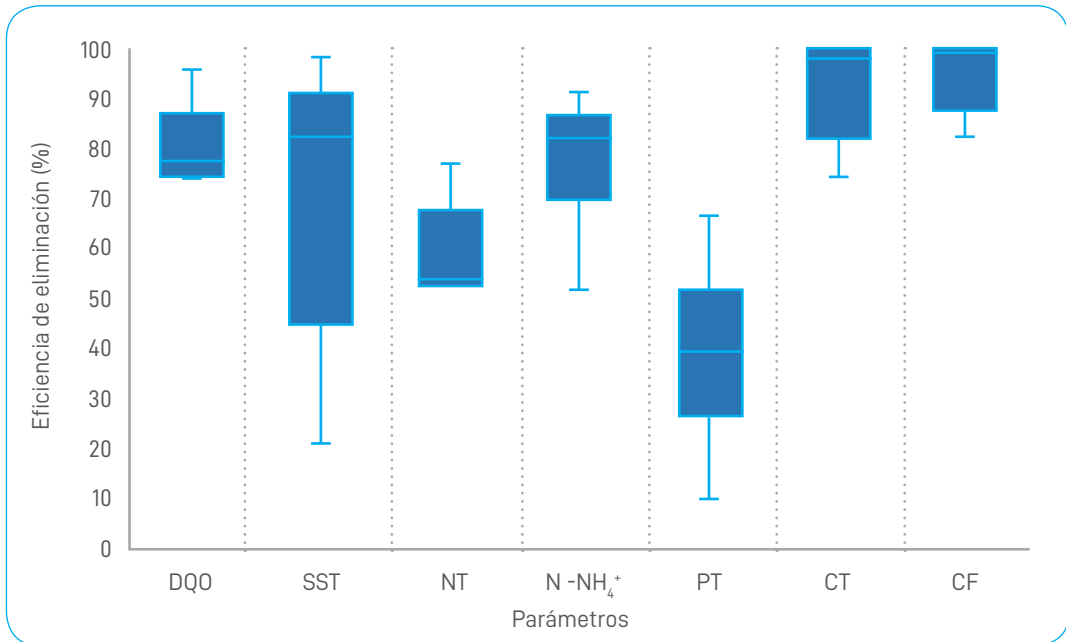


Figura 5. Eficiencias de eliminación (%) de parámetros fisicoquímicos y biológicos de una recopilación de estudios. DQO: Demanda Química de Oxígeno; SST: Sólidos Suspendedos Totales; NT: Nitrógeno Total. N-NH₄⁺: Nitrógeno de Amonio; PT: Fósforo Total; CT: Coliformes Totales; CF: Coliformes Fecales. Fuente: Arora *et al.* (2014), Rajpal *et al.* (2014), Lourenço and Nunes (2017), Singh *et al.* (2018), Dey Chowdhury and Bhunia (2021), Pous *et al.* (2021), Miito *et al.* (2022), Singh *et al.* (2022), Dey Chowdhury and Bhunia (2024), Kumar and Khwairakpam (2024), Miito *et al.* (2024), Arora and Kazmi (2015).

La materia orgánica medida en términos de DQO, tiene una eficiencia de eliminación entre 77% a 96%, atribuyéndose principalmente a la interacción entre lombrices y microorganismos. Sin embargo, este parámetro es sensible a la VCO y la VCH. Esto también ocurre con los sólidos suspendidos totales (SST) que son eliminados principalmente por procesos físicos. El rango de eficiencia de este componente es amplio, desde un 43% a un 96%. Singh *et al.* (2018) obtuvo una eficiencia de DQO del $96,0 \pm 1,2\%$ con un VCH de 1,8 m/día. No obstante, se observó una eliminación del $74,4 \pm 2,2\%$ de DQO con un VCH de 4,5 m/día. Por lo tanto, un sistema con un VCH más bajo suele tener más eliminación de materia orgánica y sólidos suspendidos totales.

El nitrógeno total (NT) tiene una eficiencia de eliminación entre un 53,9 y 87%. Este valor dependerá de las reacciones como nitrificación y desnitrificación. Cuando ocurre la nitrificación disminuye la concentración del amonio, pero a la vez aumenta la del nitrato. Hay que recordar que el NT que consiste en la suma de las concentraciones del componente nitrogenado del nitrógeno orgánico, amonio, nitrito y nitrato. Por lo

La vermifiltración como tecnología para el tratamiento de aguas servidas: Aspectos técnicos

tanto, para una eliminación efectiva requiere del proceso de desnitrificación, es decir, transformación a un nitrógeno gaseoso que se produce en ambientes anóxicos. De todas formas, la eficiencia de eliminación del NT se mantiene en un rango elevado. La eficiencia de eliminación del amonio ronda entre los 81,8% y 98,2%. Como se mencionó, se debe a que el sistema aeróbico producidas por acción de las lombrices permiten el proceso que llevan a cabo las bacterias nitrificantes. Por lo tanto, la actividad microbiana en un vermifiltro normalmente se encuentra activa para realizar esas reacciones.

Una de las eliminaciones más variantes y bajas corresponde al fósforo total (PT). El mecanismo es principalmente por adsorción del medio y es contrastado por la mineralización por parte de las lombrices. Lo que conlleva a solo un 43 – 66,5% de eliminación.

Finalmente, las eficiencias de eliminación de parámetros microbiológicos medidos en CT y CF son elevadas. Varios estudios indicaron eficiencias de alrededor de un 99% para ambos parámetros. Rajpal *et al.* (2014) y Pous *et al.* (2021) confirmaron a que se debe por la actividad enzimática y las secreciones que permiten acumular las coliformes en el medio. Arora and Kazmi (2015) además menciona la importancia de la influencia de la temperatura. Ante una temperatura en una temporada de invierno, la eficiencia puede bajar a un 43%.

La Tabla 2 resume las principales diferencias según costos y rendimiento de cuatro tecnologías. El vermifiltro presenta un costo de operación de 56,2 CLP/m³año y consumo eléctrico despreciable. El pequeño costo está relacionado en lo prescindible que es la aireación asistida y equipos eléctricos complejos para su manejo. Esto es debido a que depende de una filtración por gravedad y microorganismos naturales que se encuentran en el medio (Sinha *et al.* 2014, Saapi *et al.* 2024). Lo mismo sucede con los humedales construidos que es menos costoso con 17,4 CLP/m³año. Por otro lado, las tecnologías más mecanizadas como los lodos activados convencionales, el Reactor de Lecho Móvil (MBBR) y el Reactor SBR, cuentan con un costo más elevado de mínimo 192, 146 y 70 CLP/m³año respectivamente. Principalmente el aumento de estos gastos se debe al consumo eléctrico que van desde los 0,3 a 0,8 (kWh/m³).

Por otro lado, un lodo activado, MBBR y SBR requieren de una purgación del lodo generado de forma continua. En cambio, tanto el vermifiltro como el humedal construido se pueden mantener por años. Por lo tanto, estas dos últimas tecnologías mencionadas son ideales para zonas rurales descentralizadas. Además, en cuanto a nivel de complejidad solo necesitan de un sistema de bombeo y desinfección.

Considerando los contrastes técnicos y económicos, la surgencia de soluciones basada en la naturaleza como son el vermifiltro y humedales construidos ha sido fundamental para la evolución en el tratamiento de aguas servidas. Estos sistemas pueden mantener una eficiencia de eliminación de 67 a 96%, lo cual es comparable con un tratamiento convencional de lodos activados que es de >90%.

Tabla 2. Comparación de costos y rendimiento operacional de tecnologías de tratamiento de aguas servidas

Tecnología	Costo de operación (CLP/m³año)	Consumo eléctrico (kWh/m³)	Purgación	Complejidad	Eficiencia DQO (%)	Ref.
Vermifiltro	56,2	~ 0	2 – 3 años	Muy simple	77 – 96	[1], [2]
Humedales construidos	17,4	0,08	5 – 10 años	Muy simple	67 – 84	[1], [3], [4], [5], [6]
Lodos activados	192,4 – 259,8	0,3 – 0,65	1 – 7 días	Complejo	>90	[2], [7]
Reactor de lecho móvil (MBBR)	146,1 – 527,9	0,6 – 0,8	6 – 12 meses	Simple	78 – 90	[7], [9]
Reactor SBR	70,4 – 123,2	0,25	1 – 3 meses	Complejo	65 – 98	[5]

Muy simple: bombas y desinfección; Simple: bombas, aireación y desinfección; Complejo: bombas, tanques de aireación, tratamiento de lodos y desinfección. Fuente: [1] Saapi *et al.* (2024), [2] Sinha *et al.* (2014), [3] López *et al.* (2015), [4] Castellar *et al.* (2022), [5] Akyürek & Nuri; [6] Oliveira *et al.* (2021); [7] Arif *et al.* (2020); [8] Siatou *et al.* (2020); [9] Singh *et al.* (2016).

CONSIDERACIONES AMBIENTALES

La implementación de un tratamiento de aguas servidas tiene implicancias ambientales tanto positivas como negativas. A continuación, en la Tabla 3 se analizará el vermifiltro bajo este marco, considerando aspectos e impactos ambientales.

La etapa de construcción es una fase crítica dentro de cualquier proyecto. A pesar de que no se tienen datos específicos en lo que el vermifiltro refiere, se han establecidos aspectos e impactos típicos. Los aspectos identificados son el consumo de materiales y recursos, es decir, grava, arena, tuberías, entre otros. También el consumo energético del traslado de estas materias conlleva a una emisión de CO₂ por el uso de combustibles fósiles. El uso del suelo está dado por el área a ocupar el vermifiltro puede alterar las propiedades del suelo y tener una pérdida de hábitat y ecosistemas. Por lo general, los vermifiltros corresponden a una extensión de terreno de 0,75 m²/hab (Vidal *et al.*, 2014). Por lo tanto, la superficie para una población amplia tiende a haber más alteraciones de hábitat

Durante la operación del sistema también se hace uso de un consumo eléctrico. Sin embargo, se han establecido que pese a utilizarse para el uso de bombas, esta es mínima a comparación a otras tecnologías

La vermifiltración como tecnología para el tratamiento de aguas servidas: Aspectos técnicos

como se mencionó anteriormente. Por lo tanto, el uso de esta tecnología tiene un impacto positivo en la reducción de emisiones de CO₂ en el tratamiento de aguas servidas. No obstante, no es posible descartar en su totalidad que no aporta CO₂ en absoluto. De hecho, se han generado estudios que evidencian una emisión de gases de efecto invernadero (GEI) en el medio filtrante del vermifiltro. *Luth et al.* (2011), *Huang et al.* (2014), *Zhao et al.* (2014) y *Miito et al.* (2022) reportaron emisiones de CO₂ en un rango de 314,0 a 21663 mg/m²h, CH₄ entre -1,7 a 1870 mg/m²h y N₂O entre valores de - 0,9 a 120,0 mg/m²h.

La descarga del agua servida a un cuerpo de agua genera eutrofización y contaminación de los cuerpos de agua. Por medio del vermifiltro esta contaminación se ve reducida como se mencionó anteriormente en términos de materia orgánica, amonio y patógenos del 86,5%, 90% y 99% respectivamente. Sin embargo, si la descarga no cumple con la normativa vigente, este impacto positivo cambia a un impacto negativo. En consecuencia, la gravedad de la implicancia ambiental está sujeto a cada vermifiltro. Por otra parte, la generación de subproductos, como es el caso del hummus y biomasa microbiana causa alteraciones en la calidad del suelo. Los contaminantes que son eliminados del agua servida se acumulan en el vermifiltro o son eliminados como subproducto de GEI. *Saapi et al.* (2024) mencionan que el lodo generado corresponde a valores cercanos a 0,08 kg SST/DQOeliminada en vermifiltro. Valor inferior a lo determinado en sistema de lodo activado convencional: 0,6 kg SST/DQOeliminada (Ramalho, 2016).

Abello et al. (2020) determinaron que el impacto de un vermifiltro en el cambio climático es de 1,2 kg CO₂ eq./kg DBO₅ y un impacto de eutrofización de 7,18 x 10⁻⁴ kg P eq./kg DBO₅ mientras que un lodo activado tiene un impacto en el cambio climático de 1,96 kg CO₂ eq./kg DBO₅ y un impacto de eutrofización de 1,15 x 10⁻³ kg P eq./kg DBO₅. El indicador de cambio climático presenta similitudes en ambas tecnologías, con un impacto menor en el vermifiltro. Esto se debe a que el sistema de lodos activados requiere de demanda energética para airear el sistema de forma mecánica, a diferencia del vermifiltro que opera en condiciones naturales. Por otro lado, el impacto de eutrofización es menor en el vermifiltro porque presenta un medio filtrante con una capacidad de adsorción y filtración que permite la eliminación de los nutrientes. Sin embargo, es importante destacar que ambas tecnologías no están diseñadas para la eliminación de nutrientes, por lo que las aguas servidas son una fuente importante de eutrofización en los cuerpos receptores (ONU-Hábitat, 2021).

Finalmente, en la etapa de cierre y/o cambio del medio se consideran dos aspectos ambientales; generación de residuos y uso de maquinarias. El lodo generado por el vermifiltro después de 3 a 4 años debe ser renovado. Sin embargo, no se tiene información sobre el tratamiento de este residuo generado o su disposición en lugar determinado para este tipo de desechos. Estos aspectos pueden impactar en la calidad de los suelos y atmósfera por la contaminación y alteración del suelo y las emisiones de GEI.

Tabla 3. Aspectos e impactos ambientales en diferentes etapas de un vermifiltro.

Etapa	Aspecto ambiental	Impacto ambiental
Construcción	Consumo de materiales y recursos	Agotamiento de recursos naturales no renovables.
	Uso del suelo	Alteración de propiedades del suelo y pérdida de hábitat.
	Consumo energético	Emisiones indirectas de CO ₂ en el traslado de materiales.
Operación	Bajo consumo energético	Emisiones indirectas de CO ₂ en el uso de bombas.
	Generación de subproductos	Alteración de calidad del suelo.
	Emisiones de gases de efecto invernadero (GEI)	Aumento del calentamiento global por emisiones de GEI.
	Descarga de agua tratada.	Disminución de eutrofización y contaminación del cuerpo de agua
Cierre	Generación de residuos	Contaminación y alteración de calidad de los suelos.
	Uso de maquinarias	Emisiones indirectas de CO ₂ .

Fuente. Dey Chowdhury *et al.* (2022); Miito *et al.* (2022); Saapi *et al.* (2024); Miito *et al.* (2025).

CASO DE ESTUDIO: VERMIFILTRO DE COPIULEMU

El estudio se centra en la evaluación de un vermifiltro a escala real ubicado en la zona rural de Copiulemu en la región del Biobío, Chile, el cual pertenece al Servicio Sanitario Rural (SSR) de la misma localidad. Este vermifiltro cuenta con un pretratamiento a través de un filtro rotatorio que elimina los sólidos que puedan interferir en el tratamiento secundario. Luego del vermifiltro también se cuenta con una desinfección por rayos UV. La investigación se llevó a cabo por Gutiérrez *et al.* (2023ab; 2025), profesionales del Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA) de la Universidad de Concepción y el Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y Minería (CRHIAM).

La vermifiltración como tecnología para el tratamiento de aguas servidas: Aspectos técnicos

El vermifiltro en estudio es uno de flujo subsuperficial vertical y cuenta con los parámetros de diseño indicados en la Tabla 4. El vermifiltro tiene un área de 276 m² y una altura de 1,60 m de los cuales 0,9 ± 0,12 m corresponden a la capa activa. El tratamiento opera con un flujo subsuperficial vertical por medio de 24 aspersores, manejando un caudal de 160 m³/d, una tasa de carga hidráulica de 0,60 m³/m²d y una tasa de carga orgánica de 0,50 kg DQO/m²d. La capa activa contiene virutas de madera y densidad entre 1100 – 7000 lombrices/m³ de *Eisenia foetida*.

Tabla 4. Parámetros de diseño y operación del vermifiltro de Copiulemu

Parámetro	Valor	Unidad
Volumen del vermifiltro	442	m ³
Área del vermifiltro	276	m ²
Altura del vermifiltro	1,60	m
Flujo del influente	160	m ³ /d
VCH	0,60	m ³ /m ² d
VCO	0,50	kg DQO/m ² d
Proporción Carbono/Nitrógeno	9	-
Temperatura	21	°C
Material del medio filtrante	Virutas de madera	-
Altura de medio filtrante	0,9 ± 0,12	m
Especie	<i>Eisenia foetida</i>	-
Densidad de lombrices	1100 - 7000	Lombrices/m ³

VCH: Velocidad de Carga Hidráulica, VCO: Velocidad de Carga Orgánica, DQO: Demanda Química de Oxígeno. Fuente: Gutiérrez *et al.* (2023a).

Los resultados del estudio indican los parámetros medidos in situ. Las temperaturas varían entre 11 – 22°C en los dos puntos de muestra. El pH se mantuvo en valores neutrales, y el POR aumenta en el agua servida desde -212,4 mV en el influente a 225,6 mV en la salida del vermifiltro.

La materia orgánica fue medida en términos de Demanda Química de Oxígeno Total (DQOt), Demanda Química de Oxígeno Soluble (DQOs), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5) y Carbono Orgánico Total

(TOC). También se midió Nitrógeno Total (NT), Fósforo Total (PT) y Sólidos Suspendidos Totales (SST). En la Figura 6 se muestra el sistema evaluado con las concentraciones de entrada y salida del vermifiltro de Copiulemu.

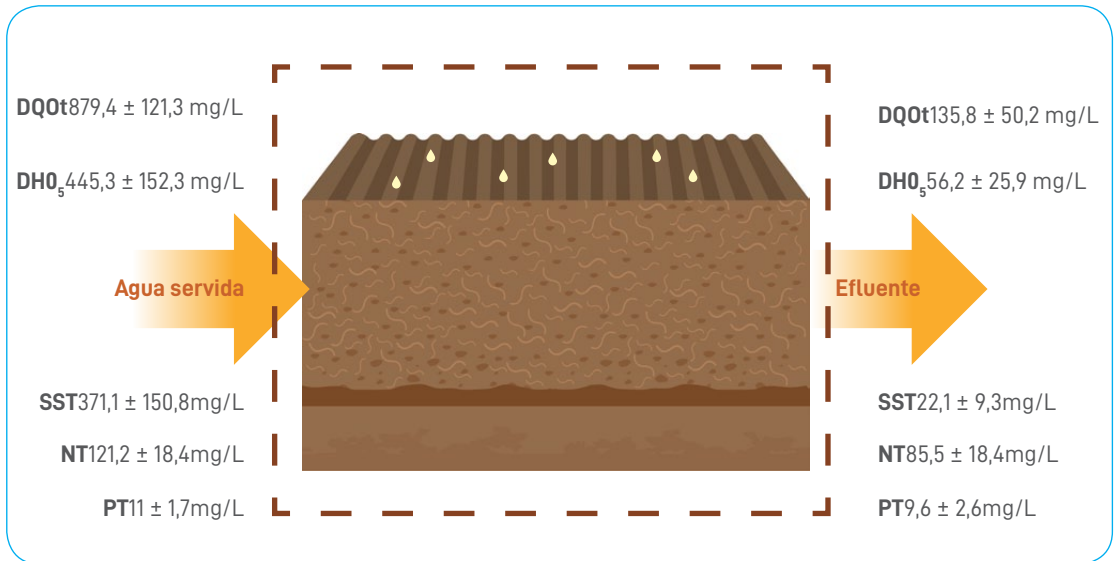


Figura 6. Concentraciones de entrada y salida de vermifiltro de Copiulemu, Chile.

La DQOt alcanza concentraciones de $879,4 \pm 121,3$ mg/L mientras que a la salida del vermifiltro (efluente) una concentración equivalente a $135,8 \pm 50,2$ mg/L. Lo mismo ocurre con los otros parámetros de medición de materia orgánica; DQOs tiene concentraciones de $373,1 \pm 24$ mg/L y $116,5 \pm 10,7$ mg/L en el efluente; TOC de $131,3 \pm 10,2$ mg/L a $23,2 \pm 12,8$ mg/L y DBO₅ de $445,3 \pm 152,3$ mg/L a $56,2 \pm 25,9$ mg/L en el mismo orden. Además, el NT disminuye tras el tratamiento, con valores de $121,2 \pm 18,4$ mg/L a $85,5 \pm 18,4$ mg/L, predominando la concentración de amonio en el influente y el nitrato en el efluente. En cuanto al fósforo total y fosfato se muestra una ligera disminución, sin variaciones significantes.

Los resultados se muestran resumidos en la Tabla 5. Las eficiencias de eliminación de los distintos parámetros como DQO, DBO₅, SST, NT, PT y N-NH₄⁺ son de aproximadamente 83%, 87%, 90%, 23%, 14% y 75%, respectivamente, indicando eficiencias estadísticamente significativas para materia orgánica y sólidos ($p < 0,05$) entre el influente y el efluente. La disminución del amonio evidencia la dominancia de procesos oxidativos que favorecen la nitrificación. Lo anterior también es reforzado por el aumento del POR desde $-212,4 \pm 60,2$ mV a $225,6 \pm 106,6$ mV.

Por otro lado, este estudio también evaluó la variación estacional de la eliminación de materia orgánica. La diferencia en DQO y DBO₅ fue de un 9% y 11% más en un periodo de primavera-verano respectivamente. El

La vermifiltración como tecnología para el tratamiento de aguas servidas: Aspectos técnicos

NT se elimina más eficiente en el periodo de primavera-verano alcanzando un 40%, sin embargo, en otoño-invierno sólo se evidenció un máximo de 30%.

Tabla 5. Caracterización del agua servida del influente y efluente del vermifiltro

Parámetro	Unidad	Influente		Efluente		Eficiencia de eliminación (%)
		Promedio \pm DE	Rango	Promedio \pm DE	Rango	
T	°C	18 \pm 4,4	11,8 – 21,4	17,5 \pm 4,3	11,7 – 22,1	
pH	-	8,3 \pm 0,3	7,9 – 8,5	6,4 \pm 0,3	6,0 – 6,8	
POR	mV	-212,4 \pm 60,2	-270,8 – -112,5	225,6 \pm 106,6	150,7 – 410,3	
CE	mS/cm	2,3 \pm 1,3	1,5 – 4,5	1,7 \pm 0,9	1,1 – 3,2	
Turbidez	NTU	163,2 \pm 45,4	98,7 – 197,0	8,9 \pm 3,8	5,9 – 14,5	
N-NH ₄ ⁺	mg/L	111,9 \pm 19,2	77,6 – 135,0	25,7 \pm 5,7	20,3 – 33,5	74,7 \pm 9,6
N-NO ₃ ⁻	mg/L	0,7 \pm 0,6	0,1 – 1,5	56,8 \pm 18,8	33,2 – 84,0	*
N-NO ₂ ⁻	mg/L	0,1 \pm 0	0,0 – 0,1	0,3 \pm 0,2	0,2 – 0,7	*
NT	mg/L	121,2 \pm 18,4	96,0 – 152,0	85,5 \pm 18,4	67,0 – 108,0	22,8 \pm 12,7
P-PO ₄ ³⁻	mg/L	10,2 \pm 0,7	9,6 – 11,0	9,2 \pm 1,5	7,8 – 11,7	10,4 \pm 1,3
PT	mg/L	11 \pm 1,7	8,7 – 12,7	9,6 \pm 2,6	6,6 – 12,9	13,9 \pm 1,3
DQOt	mg/L	879,4 \pm 121,3	735,8 – 1075,0	135,8 \pm 50,2	85,3 – 196,5	82,5 \pm 7,4
DQOs	mg/L	373,1 \pm 24	349,1 – 405,8	116,5 \pm 10,7	104,4 – 124,7	71,9 \pm 6,4
TOC	mg/L	131,3 \pm 10,2	119,5 – 137,5	23,2 \pm 12,8	9,9 – 35,5	82,4 \pm 7,2
DBO ₅	mg/L	445,3 \pm 152,3	296,6 – 675,0	56,2 \pm 25,9	25,1 – 87,5	87,4 \pm 7,9
SST	mg/L	371,1 \pm 150,8	247,9 – 539,3	22,1 \pm 9,3	11,6 – 29,1	90,0 \pm 4,6

*: Parámetro que no presenta eliminación.

T: Temperatura; pH: Potencial hidrógeno; POR: Potencial óxido reducción; CE: conductividad eléctrica; N-NH₄⁺: Nitrógeno del amonio; N-NO₃⁻: Nitrógeno del nitrato; N-NO₂⁻: Nitrógeno del nitrito; NT: Nitrógeno total; P-PO₄³⁻: Fósforo del fosfato; PT: Fósforo total; DQOt: Demanda química de oxígeno total; DQOs: Demanda química de oxígeno soluble; TOC: Carbono orgánico total; DBO₅: Demanda biológica de oxígeno; SST: Sólidos suspendidos totales.

A su vez, se evaluó la actividad biológica y cinética en el vermifiltro. El análisis fue realizado a través de la respirometría en la capa activa del vermifiltro que permitió caracterizar el proceso biológico de degradación de materia orgánica y de la actividad heterotrófica. El rendimiento de biomasa heterotrófica fue de $0,47 \pm 0,11$ mgDQOt/DQOs y la tasa de crecimiento máxima de $0,05 \pm 0,04$ d⁻¹. Es decir, gran parte de la materia orgánica entrante se transforma a biomasa, pero con un crecimiento microbiano lento. La actividad heterotrófica aumentó un 95% en primavera-verano. Esto pudo estar correlacionado con el incremento de la eliminación de la materia orgánica de aproximadamente un 13%. Por último, la actividad heterotrófica mostró un aumento de un 64% en el sector de mayor densidad correspondiente a 7.221 ± 1.699 lombrices/m³, respecto a la de menor densidad de 1.105 ± 982 lombrices/m³, lo que sugiere una correlación positiva entre biomasa de lombrices y la actividad heterotrófica en el vermifiltro.

CONSIDERACIONES FINALES

- El vermifiltro es una alternativa de tratamiento de aguas servidas que ha resultado efectiva especialmente en zonas rurales. Según la recopilación de diferentes estudios la eficiencia de eliminación corresponde a un 86,5% de DQO, un 70,5% de NT, 54,8% de PT y 99% de CT. La tecnología se ha aplicado con éxito en los sectores municipales, industriales y agrícolas. No obstante, las eficiencias de eliminación e implicancias ambientales dependerán de los parámetros operacionales y del seguimiento que se realice. Aun cuando se ha demostrado la capacidad de eliminar materia orgánica, sólidos y nutrientes en el vermifiltro, esta solo atiende a una parte del tratamiento de aguas servidas. Un correcto funcionamiento debe contar con infraestructura adicional para el descarte de sólidos y la desinfección en el agua servida.
- Por otra parte, el surgimiento de la preocupación por contaminantes emergentes, microplásticos y gases de efecto invernadero ha dado pie para más investigaciones que se encuentran en proceso de evaluación tanto para el vermifiltro como para otras tecnologías. En este sentido, la deposición del medio filtrante en zonas rurales pone en riesgo al medio ambiente y las personas debido a los componentes tóxicos acumulados en el vermifiltro. En varias ocasiones, este es utilizado como compost entre los habitantes. A pesar de que algunos estudios recomiendan su uso por el contenido de nutrientes (Saapi *et al.*, 2014), hay contaminantes orgánicos sintéticos persistentes que tiene el potencial de bioacumularse y eventualmente causar daños a los humanos, vida silvestre y medio ambiente. La disposición de lodo sin tratar interviene en la comunidad microbiana del lugar depositado, la capacidad de retención del agua en el suelo y su estructura.
- Finalmente, hay que destacar que la mayoría de los estudios realizados en vermifiltros se llevan a cabo en escala de laboratorio en un tiempo de operación no más de un año. Por lo tanto, los resultados pueden no ser representativos para un vermifiltro que opera en escala real en el tiempo de 4 años en el que opera (Gutiérrez *et al.*, 2023a). En este sentido, es fundamental fomentar investigaciones tanto a escala laboratorio y real, con el fin de poder establecer lo más cercano a una estandarización de diseño y operación basados en evidencia empírica en una solución basada en la naturaleza.
- A pesar de sus ventajas el vermifiltro no reemplaza por completo otros tratamientos. Es decir, requiere de infraestructura y etapas complementarias para un funcionamiento efectivo. Además, se recomienda un plan de gestión de residuos sólidos por la exposición a componentes tóxicos ante una deposición insegura. Finalmente, es imperante establecer estándares de diseño, operación y monitoreo para su replicabilidad, junto con estudios de análisis de ciclo de vida que consideren las emisiones de gases de efecto invernadero y los impactos en el suelo. De esta forma, se podrá consolidar esta tecnología como una opción integral dentro de los sistemas de saneamiento sostenible.

REFERENCIA

- Adugna, A., Andrianisa, H., Konate, Y. & Maiga A. 2019. Fate of filter materials and microbial communities during vermifiltration process. *Journal of Environmental Management* 242, 98-105. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.076>
- Arif, A., Sorour M. & Aly, S. 2020. Cost analysis of activated sludge and membrane bioreactor WWTPs using CapdetWorks simulation program: Case study of Tikrit WWTP (middle Iraq). *Alexandria Engineering Journal* 59, 4659-4667. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2020.08.023>
- Arora, S. & Kazmi, 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. 2014. Pathogen removal during wastewater treatment by vermifiltration. *Environmental Technology* 35(19), 2493-2499.
<https://doi.org/10.1080/09593330.2014.911358>
- Arora, S., & Saraswat, S. 2021. Vermifiltration as a natural, sustainable, and green technology for environmental remediation: a new paradigm for wastewater treatment process. *Current Research in Green and Sustainable Chemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.crgsc.2021.100061>
- Canfield, D., Kristensen, E. & Thamdrup, B. 2005. The phosphorus cycle. *Advances in Marine Biology*, 48, 419-440. [https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(05\)48011-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(05)48011-6)
- Capowiez, Y., Gilbert, F., Vallat, A., Poggiale, J. & Bonzom, J. 2021. Depth distribution of soil organic matter and burrowing activity of earthworms—mesocosm study using X-ray tomography and luminophores. *Biology and Fertility of Soils* 57, 337-346. <https://doi.org/10.1007/s00374-020-01536-y>
- Castellar, J., Torrens, A., Buttiglieri, G., Monclús, H. Arias, H., Carvalho, P., Galvao, A., & Comas, J. 2022. Nature-based solutions coupled with advanced technologies: An opportunity for 51 decentralized water reuses in cities. *Journal of Cleaner Production* 340 130660. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130660>
- Dey Chowdhury, S., & Bhunia, P. 2021. Simultaneous carbon and nitrogen removal from domestic wastewater using high rate vermifilter. *Indian Journal of Microbiology* 61(2), 218-228. <https://doi.org/10.1007/s12088-021-00936-4>
- Dey Chowdhury, S., Bhunia, P., & Surampalli, R. 2022. Sustainability assessment of vermifiltration technology for treating domestic sewage: A review. *Journal of Water Process Engineering* 50, 103266. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103266>
- Dey Chowdhury, S., Bhunia, P., Surampalli, R. & Zhang, T. 2024. Effects of bed depths and the ratio of aerobic to anaerobic zone on the performance of horizontal subsurface flow macrophyte-assisted high-rate vermifilters treating synthetic brewery wastewater. *Water Environment Research* 96, e10993. <https://doi.org/10.1002/wer.10993>

- Dey Chowdhury, S., Bhunia, P., Zhang, T., & Surampalli, R. 2023. Nitrogen transformation dynamics in macrophyte-assisted high-rate vermifilter treating domestic sewage. *Journal of Water Process Engineering* 55, 104171. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104171>
- Gerardi, M. 2007. ORP management in wastewater as an Indicator of Process Efficiency. YSI. Recuperado de <https://files.knowyourh2o.com/pdfs/ORP-YSI.pdf>
- Gutiérrez, V., Monsalves, N., Gómez, G., & Vidal, G. 2023a. Performance of a full-scale vermifilter for sewage treatment in removing organic matter, nutrients, and antibiotic-resistant bacteria. *Sustainability* 15(8). <https://doi.org/10.3390/su15086842>
- Gutiérrez, V., Gómez, G., Rodríguez, D., & Vidal, G. 2023b. Critical analysis of wastewater treatment using vermifilters: Operating parameters, wastewater quality, and greenhouse gas emissions. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 11(3), 10, Article 109683. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.109683>
- Huang, W., Zhao, Y., Wu, J., Zhang, J., & Zheng, Z. (2014). Effects of different influent C/N ratios on the performance of various earthworm eco-filter systems: Nutrient removal and greenhouse gas emission. *World Journal Microbiology and Biotechnology* 30(1), 109-118. <https://doi.org/10.1007/s11274-013-1430-1>
- Kesari, K., Soni, R., Jamal, Q., Tripathi, P., Lal, J., Jha, N., Siddiqui, M., Kumar, P., Tripathi, V., & Ruokolainen, J. 2021. Wastewater treatment and reuse: A review of its applications and health implications. *Water, Air, & Soil Pollution* 232, 208. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05154>
- Kumar, T., Rajpal, A., Arora, S., Bhargava, R., Prasad, K., & Kazmi, A. (2016). A comparative study on vermifiltration using epigeic earthworm *Eisenia foetida* and *Eudrilus eugeniae*. *Desalination and Water Treatment* 57, 6347-6354. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1010230>
- Kumar, A. & Khwairakpam, M. 2024. A comparative study with vermifilter and geofilter for domestic wastewater treatment and its Phyto-toxicity efficacy. *Journal of Water Process Engineering* 60, 105245. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105245>
- López, D., Fuenzalida, D., Vera, I., Rojas, K. & Vidal, G. 2015. Relationship between the removal of organic matter and the production of methane in subsurface flow constructed wetlands designed for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 83, 296-304. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.06.037>
- Lourenço, N. & Nunes, L. 2017. Optimization of a vermifiltration process for treating urban wastewater. *Ecological Engineering*, 100, 138-146. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.074>
- Luth, Robin, P., Germain, P., Lecomte, M., Landrain, B., Li, Y. S., & Cluzeau, D. 2011. Earthworm effects on gaseous emissions during vermifiltration of pig fresh slurry. *Bioresource Technology* 102(4), 3679-3686. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.027>
- Miito G., Alege, F., Harrison, J. & Ndegwa. 2024. Influence of earthworm population density on the performance of vermifiltration for treating liquid dairy manure. *Journal of Environmental Quality* 53, 1176-1187. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20626>

- Miito, G., Alege, F. & Ndegwa, P. 2025. Enhancing dairy wastewater treatment: Effects of hydraulic and organic loading rates in vermifiltration systems. *Environmental Challenges* 20, 101207. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2025.101207>
- Miito, G., Ndegwa, P., Alege, F., Coulibaly, S., & Harrison, J. 2022. Efficacy of a vermifilter at mitigating greenhouse gases and ammonia emissions from dairy wastewater. *Journal of Environmental Quality* 51(4), 644-655. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20367>
- Nogales, R., Fernández, J., Delgado, L., Castillo, J. & Romero, E. 2020. Eco-friendly vermitechnological winery waste management: a pilot-scale study. *SN Applied Sciences* 2, 653. <https://doi.org/10.1007/s42452-020-2455-3>
- ONU-Hábitat. 2021. Progreso en el tratamiento de las aguas residuales. Estado mundial y necesidades de aceleración del indicador 6.3.1. De los ODS. Recuperado de https://unhabitat.org/sites/default/files/2021/10/sdg6_indicator_report_631_progress-on-wastewater-treatment_2021_es.pdf
- Pous, N., Barcelona, A., Sbardella, L., Gili, O., Hidalgo, M., Colomer, J., Serra, T. & Salvadó, V. 2021. Vermifilter and zooplankton-based reactor integration as a nature-based system for wastewater treatment and reuse. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering* 4, 100153. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100153>
- Rajpal, A., Arora, S., Bhatia, A., Kumar, T., Bhargava, R., Chopra, A., Kazmi, A. 2014. Co-treatment of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) and sewage by vermireactor. *Ecological Engineering*, 73, 154-161. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.012>
- Ramalho, R. 2016. Tratamiento de Aguas. Residuales. Editorial Reverté, Barcelona, España, 707 pp.
- Saapi, S., Andrianisa, H., Zorom, M., Mounirou, L., Aurélien H., & Ahossouhe M. 2024. New developments on vermifiltration as a bio-ecological wastewater treatment technology: Mechanism, application, performance, modelling, optimization, and sustainability. *Heliyon* 10 e25795. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e25795>
- Singh, R., Bhunia, P., & Dash, R. 2017. A mechanistic review on vermifiltration of wastewater: Design, operation and performance. *Journal of Environmental Management* 197, 656-672. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.042>
- Singh, R., Bhunia, P. & Dash, R. 2018. Understanding intricacies of clogging and its alleviation by introducing earthworms in soil biofilters. *Science of The Total Environment* 633, 145-156. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.156>
- Singh, R., D'Alessio, M., Jahangeer, Meneses, Y., Bartelt-Hunt, S., & Ray, C. 2021. Nitrogen removal in vermifiltration: Mechanisms, influencing factors, and future research needs. *Journal of Environmental Management* 281, 111868. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111868>

- Singh, R., Ray, C., Miller, D., Durso, L., Meneses, Y., Bartelt-Hunt, S. & D'Alessio, M. 2022. Effects of feeding mode on the performance, life span and greenhouse gas emissions of a vertical flow macrophyte assisted vermifilter. *Clean Water* 5, 31. <https://doi.org/10.1038/s41545-022-00171-4>
- Sinha, R., 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. *The Environmentalist* 28(4), 409-420. <https://doi.org/10.1007/s10669-008-9162-8>
- Sinha, R., Patel, U., Soni, B., Li, Z. 2014. Earthworms for safe and useful management of solid wastes and wastewaters, remediation of contaminated soils and restoration of soil fertility, promotion of organic farming and mitigation of global warming: A review. *Journal of Environment and Waste Management*, 1(1), 11-25.
- Somarriba-Reyes, R.J. & Guzman-Guillén, F. 2004. Guía de Lombricultura. Guía Técnica N° 4. Universidad Nacional Agraria, Managua (Nicaragua), 20p. Edu.ni. <https://repositorio.una.edu.ni/2409/1/nf04s693.pdf>
- Superintendencia de Servicio Sanitario (2022). Informe de gestión del sector sanitario 2022. Recuperado de https://www.siss.gob.cl/586/articles-22969_recurso_1.pdf
- Thorn, J., & Kerekes, E. 2001. Health effects among employees in sewage treatment plants: A literature survey. *American Journal of Industrial Medicine* 40 170-179. <https://doi.org/10.1002/ajim.1085>
- UN Habitat and WHO, 2021. Progress on wastewater treatment – Global status and acceleration needs for SDG indicator 6.3.1. United Nations Human Settlements Programme (UN-Habitat) and World Health Organization (WHO), Geneva. Recuperado de https://unhabitat.org/sites/default/files/2021/08/sdg6_indicator_report_631_progress_on_wastewater_treatment_2021_english_pages.pdf
- UNESCO 2025. Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2025. <https://doi.org/10.54679/KQSF1046>
- Vidal, G., & Araya, F. 2014. Las aguas servidas y su depuración en zonas rurales: situación actual y desafíos. Las aguas servidas y su depuración en zonas rurales: situación actual y desafíos". Ediciones Universidad de Concepción, ISBN 978-956-227-378-7, Registro de Propiedad Intelectual 242.970 año 2014, 118 pp. <https://eula.udec.cl/giba/wp-content/uploads/2017/09/las-aguas-servidas-y-su-depuracion-en-zonas-rurales-situacion-actual-y-desafios.pdf>
- Yang, G., Xing, M., Liu, J. & Yang, J. 2017. Optimizing vermifilter depth by process performance collaborated with the evolutions of microbial characteristics during sewage sludge treatment. *Environmental Science and Pollution Research* 24, 6688-6697. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8086-y>
- Zhao, Y., Zhang, Y., Ge, Z., Hu, C., & Zhang, H. 2014. Effects of influent C/N ratios on wastewater nutrient removal and simultaneous greenhouse gas emission from the combinations of vertical subsurface flow constructed wetlands and earthworm eco-filters for treating synthetic wastewater. *Environmental Science Process & Impacts* 16(3), 567-575. <https://doi.org/10.1039/c3em00655g>

CARTILLAS TÉCNICAS CRHIAM 2026

