



Universidad de Concepción

# CARTILLAS TÉCNICAS CRHIAM 2026

## Recuperación, tratamiento y reúso de aguas grises en APR Deuca - El Manzano, Curepto

Gladys Vidal - Yenifer González



**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**

María Belén Bascur Ruiz

### **CARTILLA:**

Recuperación, tratamiento y reúso de aguas grises en APR  
Deuca - El Manzano, Curepto

### **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](http://www.crhiam.cl)**

## AUTORAS



### GLADYS VIDAL

- Ingeniera Civil Industrial mención Agroindustrias
- Doctora en Ciencias Químicas Programa en Biotecnología Ambiental, Universidad Santiago de Compostela, España.
- Profesora Titular Facultad de Ciencias Ambientales
- Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA-UDEC), Universidad de Concepción.



### YENIFER GONZÁLEZ

- Ingeniera Ambiental
- Estudiante de Doctorado en Ciencias Ambientales, mención Ecosistemas Acuáticos Continentales
- Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA-UdeC)
- Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción

## RESUMEN

Las aguas grises pueden ser consideradas una nueva fuente de agua factible de reutilizar dependiendo de la calidad lograda y el objetivo del destino final. Las aguas grises corresponden a las aguas que provienen de los diversos orígenes dentro de los hogares a excepción de las aguas negras, que son aquellas provenientes de los inodoros. La alta generación de éstas y su posterior reutilización pueden contribuir a disminuir la presión existente por los recursos hídricos, sobre todo en zonas áridas con evidente escasez de este recurso.

Sin embargo, las aguas grises, al igual que las aguas residuales presentan diversos contaminantes que deben ser eliminados adecuadamente a través de un tratamiento idóneo para ello, existiendo tratamientos físicos, químicos o biológicos que podrían ayudar a disminuir los posibles riesgos que un reúso directo pudiera provocar en los diferentes lugares en donde sea dispuesto.

Diferentes países ya han avanzado en la reutilización de las aguas grises y su institucionalidad. Particularmente, en Chile existe la ley 21.075 del año 2018 que regula la recolección, reutilización y disposición de aguas grises para diferentes usos.

El presente documento tiene como objetivo mostrar una experiencia a escala real de recuperación, tratamiento y reúso de aguas grises en la localidad de Curepto, Región del Maule, específicamente en el APR (Comité de agua potable rural) Deuca - El Manzano.

Este sistema a escala real consideró la gestión en el origen de las aguas grises de tres viviendas mediante su separación, para luego construir un sistema en dos etapas de tratamiento. La primera de ella considera un tratamiento primario físico de recuperación de grasas y sólidos. El agua tratada pasa a un tratamiento secundario consistente en un humedal construido de flujo vertical subsuperficial (FVSS). La gestión del agua gris de las viviendas y la instalación de la red de conexión y tratamiento primario y secundario se realizó en el periodo de junio – noviembre del 2023. Posterior a ello, se realizó el seguimiento y operación del sistema de tratamiento, así como el reúso de agua para riego de frutales y de áreas verdes.

Los resultados obtenidos muestran que el sistema de tratamiento logró eficiencias de eliminación de un 42 a 85% para la materia orgánica (medida como Demanda Química de Oxígeno, DQO), 10 a 85% para nitrógeno total y 31% para surfactantes aniónicos. Sin embargo, el FVSS logró una eficiencia de remoción de solo 96% para *E. coli*. *Typha latifolia* tuvo el mejor desempeño en policultivo, con una abundancia relativa que aumentó del 10% al 54%, lo que indica su adaptabilidad. Sin embargo, es importante destacar que el sistema necesita una etapa final de desinfección de las aguas grises tratadas.

El agua gris tratada se está reusando en riego de áreas verdes, así como riego de árboles frutales en desarrollo, según artículo 7 de la Ley 21075 que "Regula la recolección, reutilización y disposición de aguas grises". Es posible indicar que, del agua usada en las viviendas, en la ejecución de este proyecto es posible recuperar el 80% del agua como agua gris tratada para reúso, del agua usada en la vivienda.

## INTRODUCCIÓN

La crisis hídrica afecta actualmente a 2.200 millones de personas. En Chile, la zona centro - sur del país ha disminuido drásticamente las precipitaciones, en promedio, un 10% anual y una disminución de las cuencas hídricas que oscila entre 3% y 30% (DGA, 2021). Modelos climáticos de análisis, proyectan, para el año 2030 un aumento en las temperaturas de hasta 2,5°C y una disminución en las precipitaciones de hasta un 35% y 40% en la zona centro y sur respectivamente (DGA, 2021). Ante esto, la búsqueda de nuevas tecnologías para contrarrestar la crisis hídrica es fundamental. Dentro de éstas, destaca la reutilización de aguas residuales domésticas, que se dividen en aguas negras, provenientes directamente del inodoro y aguas grises, que no tienen incidencia del agua del inodoro y contienen menos carga orgánica y patogénica, siendo ideales para tratamientos y posterior reutilización para consumo no humano.

Las aguas grises debido a su composición y origen requieren de una atención rigurosa y medidas de seguridad estrictas. El uso inadecuado de aguas grises puede representar un riesgo significativo para la salud, especialmente en lo que respecta a la inocuidad alimentaria. Por ello, es fundamental asegurar un tratamiento adecuado y un manejo responsable que minimice cualquier posibilidad de contaminación o afectación sanitaria. En la actualidad el marco legal que regula su utilización está dado por las Leyes 21.075 y 21.623, y el respectivo reglamento Decreto N° 40 del MINSAL, aprobado recientemente en 2024 y que entró en vigencia el 06 de noviembre de 2024. Las aguas grises se definen como las aguas servidas domésticas residuales provenientes de las tinas de baño, duchas, lavaderos, lavatorios y otros artefactos sanitarios, excluyendo las aguas negras, es decir, aquellas que contienen excretas. También pueden considerarse aguas grises las provenientes de lavaplatos o lavavajillas. Estas aguas requieren un tratamiento previo para su reutilización, conforme a lo establecido por la Ley y su Reglamento (ACHIPIA, 2025).

Estudiar las aguas grises, a pesar de la escasa disponibilidad de datos para su reúso, es fundamental y urgente en Chile debido a la severa crisis hídrica y la necesidad de gestionar recursos locales de manera sostenible. La falta de información no debe entenderse como falta de potencial, sino como una brecha de conocimiento que limita una alternativa clave para enfrentar la escasez, que permite reutilizar hasta el 65% del agua residual generada en hogares.

Dentro de las principales razones se puede indicar:

**Alto Potencial de Mitigación de Sequía:** Las aguas grises (duchas, lavamanos, lavadoras) pueden tratarse y utilizarse para riego o inodoros, lo que representa una sustitución directa de agua potable en usos no esenciales. En estudios, la implementación de estos sistemas ha permitido ahorrar hasta un 37,6% del consumo de agua potable en un hogar.

**Desarrollo de Normativas y Políticas Públicas:** Aunque existe la Ley 21.075 que regula el reúso de aguas grises en Chile, su aplicación ha sido lenta.

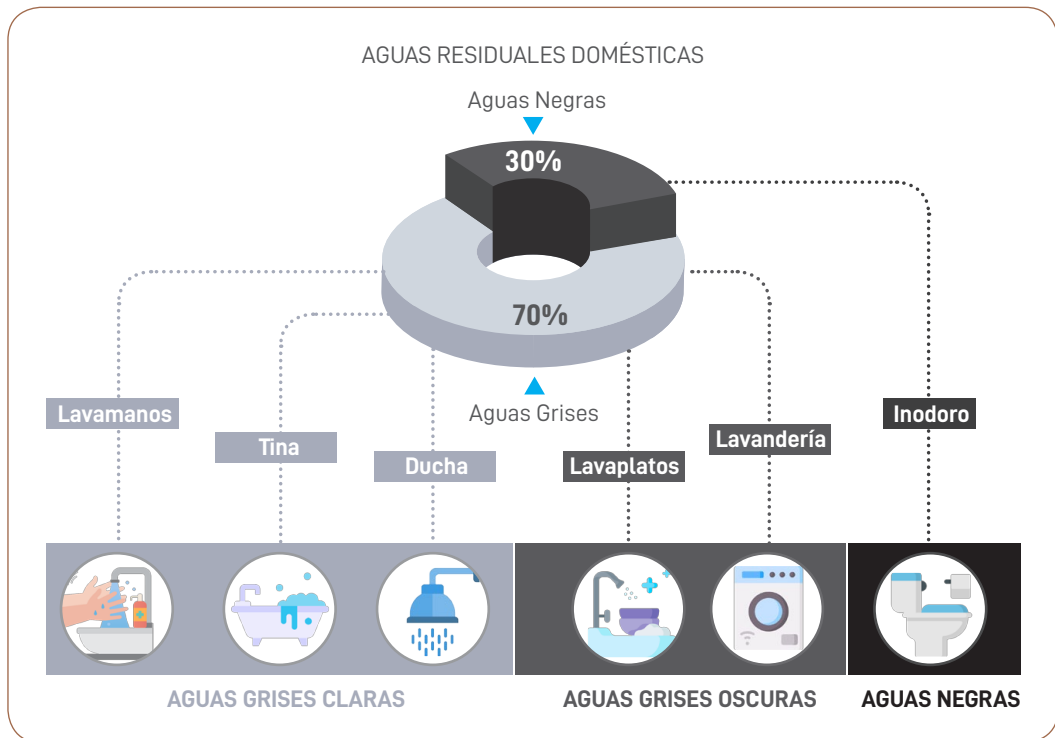
**Adaptación a la realidad Local y Rural:** La mayoría de los datos provienen de contextos internacionales, pero las características de las aguas grises dependen de los hábitos de consumo, productos de limpieza utilizados y tecnologías de tratamiento disponibles en cada país. Estudiarlas localmente permite soluciones eficientes, especialmente en zonas de escasez extrema y áreas rurales, donde el 22% se abastece con camiones aljibe.

**Reducción de Riesgos y Seguridad Sanitaria:** Obtener evidencia científica localizada es clave para entender cómo tratar contaminantes, como detergentes, productos de cuidado personal u otros, antes de que el agua sea reusada en agricultura o jardines, garantizando la inocuidad alimentaria, salud de las personas con bajo impacto ambiental.

## ORIGEN Y CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS GRISES

Las aguas grises corresponden a las aguas residuales domésticas a excepción de los flujos provenientes del inodoro, las cuáles se denominan aguas negras. Se estima que las aguas grises constituyen aproximadamente un 70 - 80% del total de las aguas servidas domésticas (Eriksson *et al.*, 2002). La Figura 1 muestra el origen y clasificación de las aguas residuales domésticas, las cuáles se pueden distinguir entre aguas grises claras y aguas grises oscuras (Boano *et al.*, 2020). Las aguas grises claras incluyen las aguas residuales provenientes de las duchas, tinas y lavamanos. Mientras que las aguas grises oscuras consisten en aguas residuales de la cocina y lavandería, como lavaplatos y lavadoras.

Dado que el efluente de aguas negras que contiene orina, heces y papel higiénico no ingresa a la corriente de aguas grises, esta última se considera menos contaminadas. Se ha estimado que, las aguas grises contienen un menor contenido de materia orgánica y patógenos. Esto, genera un mayor potencial de reúso, dado que es una corriente más segura de manipular y más fácil de tratar para una reutilización en fines no potables como: el riego de cultivos, el riego del jardín, recarga de acuíferos, descarga de inodoros o la descarga en cuerpos de agua (Quispe *et al.*, 2022). Se considera que utilizando aguas grises tratadas para la recarga de los inodoros se podría ahorrar hasta un 30% del consumo total de agua potable en los hogares (Eriksson *et al.*, 2002). Además, una separación en origen de las aguas grises puede reducir el volumen enviado a las plantas de tratamiento de aguas residuales y minimizar la energía requerida para tratar las aguas servidas (Boano *et al.*, 2020). Sin embargo, las aguas grises mixtas (conjunto de aguas grises claras y oscuras) pueden mostrar concentraciones similares de materia orgánica y nutrientes que las aguas residuales. La Figura 1 muestra las características de las aguas según su tipo, ya sea gris o agua residual doméstica. Como observamos, las características de las aguas grises pueden ser muy variables de una fuente a otra. Dependen del estilo de vida de las personas, sexo, edades y actividades, calidad del suministro de agua potable, productos domésticos, ubicación, economía y origen del hogar. Estudios realizados en diferentes países han permitido conocer la composición aproximada de las aguas grises, observando que presenta diferencias en la calidad; esto, posiblemente atribuido a las diferentes costumbres entre países, ciudades, pueblos y familias, lo cual radica en que no se pueda estandarizar la caracterización de las aguas grises (Eriksson *et al.*, 2002). Además, pueden variar a lo largo del tiempo por el clima predominante en el origen (Gross *et al.*, 2015).



**Figura 1.** Tipos de aguas grises según su origen. Fuente: Adaptado de Carrillo *et al.* (2023).

Las aguas grises están compuestas principalmente por partículas, materia orgánica, nutrientes, sustancias inorgánicas (por ejemplo:  $K^{+1}$ ,  $Na^{+1}$ ,  $Ca^{+2}$ ,  $Mg^{+2}$  y  $Cl^{-1}$ ) y microorganismos patógenos como las bacterias. Además, es posible encontrar la presencia de productos químicos tóxicos, recalitrantes y/o bioacumulativos (ej., metales traza, xenobióticos y compuestos naturales o semisintéticos), aunque estos representan componentes menores, a menudo designados como microcontaminantes.

Las aguas grises claras contienen una carga orgánica aproximada de 43 - 305 mg/L Demanda Biológica de Oxígeno y una menor concentración de Coliformes Totales, entre 1 - 7,4 Unidad Formadora de Colonias/100 mL considerándose unas de las aguas grises menos contaminadas. Algunos de los principales constituyentes de las aguas grises claras son: shampoo, jabón, pasta de dientes, restos de orina, productos de cuidado personal, cabellos, células de piel, aceite capilar, grasas corporales y partículas de arena/arcilla (Shaikh y Ahammed, 2020). Por otro lado, las aguas grises oscuras tienen mayor carga de materia orgánica de 260-1363 mgDBO<sub>5</sub>/L, y sólidos que alcanzan los 1852 mgSST/L y

tienden a tener mayor conductividad y una alcalinidad cercana a pH 10. Esto, se atribuye a cargas pesadas de detergente o desechos de alimentos asociadas con fuentes de lavandería o cocina (Arden y Ma, 2018). Los principales constituyentes de este tipo de agua gris son: detergentes, aceites y grasas, residuos de alimentos, lavado de carne cruda, cáscaras de frutas y verduras, té o café, restos de conservantes de alimentos, partículas de arena y arcilla, productos químicos de detergentes, solventes, blanqueadores, pinturas, cabello y fibras no biodegradables de la ropa (Shaikh y Ahammed, 2020).

Las concentraciones de SST (29-256 mg/L) en aguas grises claras a menudo son menores que las aguas grises oscuras. Más importante aún, numerosos autores han notado una asociación entre sólidos en suspensión y patógenos más grandes, incluidas bacterias, indicadores bacterianos y protozoos. En términos de microorganismos, los CT en las aguas grises oscuras llegan hasta  $230 - 4,3 \cdot 10^5$  UFC/100mL, lo que se atribuye al lavado de ropa contaminada, como también, de que en la cocina se podría producir un rebrote de bacterias entéricas, como los indicadores fecales, generando así una posible sobreestimación de las cargas fecales (Arden y Ma, 2018). La evaluación de patógenos se basa principalmente en indicadores de contaminación fecal, como Coliformes Totales, Coliformes Fecales (CF) o *Escherichia coli* (Norton-Brandão *et al.*, 2013).

En cuanto a los nutrientes, las principales fuentes de nitrógeno son pequeñas concentraciones de orina, aseo humano y restos de comida (Gross *et al.*, 2015). Mientras que el contenido de fósforo cobra una mayor relevancia, debido a que puede encontrarse en una mayor cantidad en aguas grises oscuras debido al uso de detergentes ricos en fósforo. Sin embargo, suele ser variado debido a las legislaciones existentes en distintos países en materia de detergentes a base de fosfato (Arden y Ma, 2018). En las aguas grises oscuras, se han obtenido concentraciones medias entre 9 y 12 mg/L de fósforo, mientras que, en las aguas grises claras, las concentraciones se encuentran bajo los 2,0 mg/L (Shaikh y Ahammed, 2020).

## RIESGOS ASOCIADOS AL USO DE AGUAS GRISAS

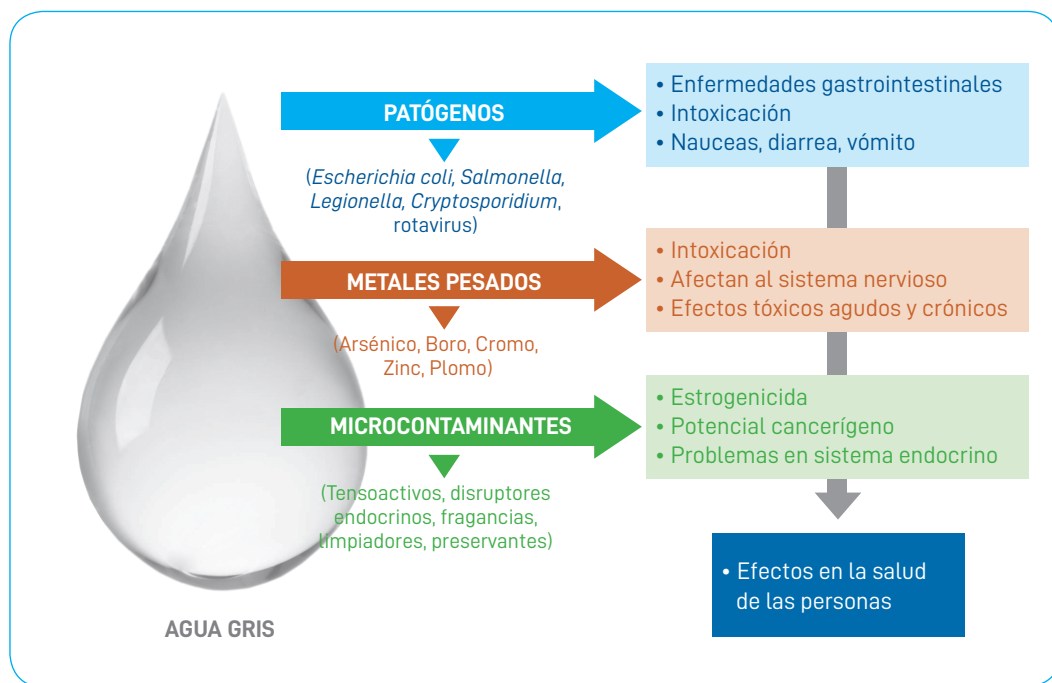
Aunque el uso de aguas grises puede ser una solución a la escasez de agua y su reutilización se considera relativamente segura, puede implicar algunos peligros potenciales debido a la calidad del agua por los contaminantes presentes. El principal problema es el entorno afectado, que puede ser el interior de las viviendas, el ecosistema (suelo, agua) y afectar a la salud de las personas y los seres vivos, así como a las plantas y los cultivos. Aun así, estos problemas pueden extrapolarse más allá de las instalaciones locales y afectar a zonas vecinas, convirtiéndolo en un problema más global. Los problemas pueden estar relacionados con contaminantes de naturaleza física, química o biológica. Los problemas físicos incluyen el volumen, la turbidez del agua y los contaminantes sólidos. Los problemas químicos incluyen sales, alcalinidad, metales, materia orgánica, nutrientes y productos químicos de diversas fuentes, como los contaminantes emergentes o microcontaminantes. Los problemas biológicos se deben a patógenos, bacterias y coliformes presentes en las aguas grises (Edwin *et al.*, 2014). Por tanto, una mala gestión o un tratamiento inadecuado de las aguas grises puede tener riesgos asociados a una fuente de peligro para la salud humana y el medio ambiente (Maimon y Gross, 2018, Carrillo *et al.*, 2023).

En general, hay menores riesgos para la salud asociados a la reutilización de aguas grises que con las aguas residuales sin tratar. Sin embargo, estos estándares a menudo se basan en el conocimiento existente de todas las aguas residuales domésticas, lo que la podría hacer más adecuada para su reutilización, pero aun así no garantiza su seguridad. En la Figura 2 se observan los riesgos asociados a la salud de las personas, los cuales son principalmente debido a la presencia de microorganismos patógenos, metales pesados y microcontaminantes cuando se está en contacto con las aguas grises no tratadas. Las principales fuentes potenciales de contaminación microbiana son la contaminación fecal, el lavado de manos después de ir al baño, el lavado de pañales, los restos alimenticios crudos y el lavado de la ropa de los niños (Quispe *et al.*, 2022). Entre ellos se pueden encontrar la presencia de organismos patógenos como *Escherichia coli*, rotavirus, *Pseudomonas*, *Salmonella*, *Legionella* y *Cryptosporidium* (Maimon y Gross, 2018).

Una forma de evaluar la calidad de aguas grises es mediante los indicadores microbianos bacterianos estándar como lo son los CT y CF. Otros indicadores específicos entéricos fecales son *Escherichia coli* y *Enterococos*. La última, una bacteria oportunista asociada con la piel y las membranas mucosas humanas. También se encuentran *Pseudomonas aeruginosa* y *Staphylococcus aureus*, bacterias propuestas como indicadores de la inactivación de virus entéricos y cuyas esporas asociadas se han propuesto como indicador de protozoos parásitos *Clostridium perfringens*. Asimismo, se encuentra una bacteria acuática transmitida por aerosol que puede causar enfermedades respiratorias como *Legionella*; una bacteria gastrointestinal y, a veces, patógena como es la *Salmonella* (Maimon y Gross, 2018; Shaikh y Ahammed, 2020). La presencia de *Salmonella* y *Campylobacter* está asociada con intoxicación alimentaria que se puede atribuir a carne, mariscos y otros artículos domésticos parcialmente cocidos que ya portan la bacteria. Esta última pueden producir enfermedades gastrointestinales, mientras que *Legionella* se relaciona al reúso de aguas grises y un entorno propicio podría estimular el crecimiento potencial de ésta, conduciendo así a un mayor riesgo de enfermedades transmitidas por la exposición o ingesta de cantidades mínimas o significativas (Shaikh y Ahammed, 2020). Estos patógenos y microorganismos podrían afectar gravemente la salud pública. Se han encontrado concentraciones de CF en aguas grises con valores entre 0 y  $10^6$ - $10^7$  UFC/100 mL, teniendo además recuentos de placas heterotróficas inferiores al límite permisible que suele estar en el rango de  $10^5$  a  $10^7$  UFC/100 mL (Quispe *et al.*, 2022)

Otro contaminante que puede generar riesgos a la salud a largo plazo o riesgos secundarios son los metales pesados. Si bien algunos metales son esenciales para el crecimiento, los niveles elevados pueden afectar la salud de la población. Los metales pesados también se encuentran habitualmente en aguas grises en forma de arsénico, boro, cromo, cobre, y zinc, los cuáles generalmente se encuentran en altas concentraciones (Shaikh y Ahammed, 2020). Algunos metales pesados se pueden encontrar en productos del hogar como cuidado personal y de cocina (detergentes, jabón, cloro, etc.) y restos de ropa. También, algunos metales como plomo pueden atribuirse a las tuberías de plomo en el sistema de distribución de agua potable. Sin embargo, la mayoría de las concentraciones de metales pesados en aguas grises no son prioridad de estudios o motivo de preocupación en la salud de las personas, como sí lo son en suelos agrícolas o ambientes acuáticos debido a la posible bioacumulación de éstos (Shaikh y Ahammed, 2020).

Por último, se ha reportado sobre los contaminantes emergentes en las aguas grises que suelen incluir disruptores endocrinos, tensoactivos, fragancias, colorantes, conservantes, limpiadores y disolventes (Boano *et al.*, 2020). En efecto, las concentraciones más altas de estos compuestos generalmente se encuentran en las aguas grises de la cocina y la lavandería. Asimismo, se han encontrado estas sustancias en la orina de adultos, las cuáles han ido en aumento progresivamente desde el año 2010 al 2014 (Mu *et al.*, 2018). Los riesgos asociados con estos compuestos, es que a pesar de que se encuentran en concentraciones trazas, son altamente bioacumulables. Así, pueden generar problemas de salud humana basado en su potencial cancerígeno, alteración de hormonas estrogénicas y problemas en el sistema endocrino, entre otros (Shaikh y Ahammed, 2020).

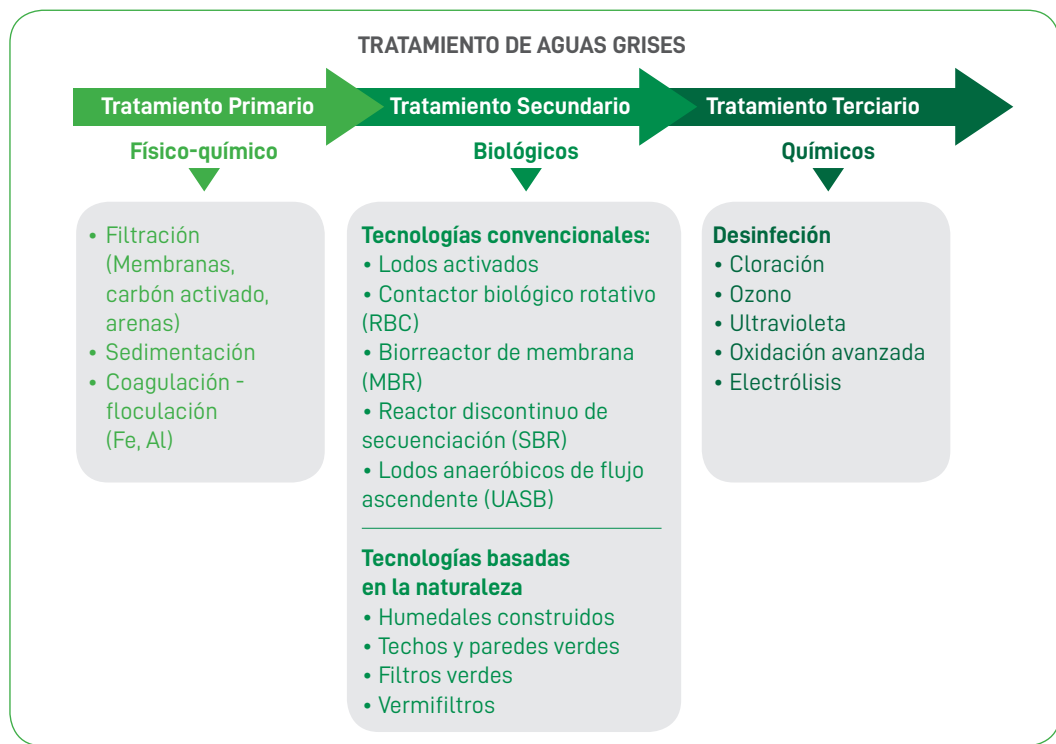


**Figura 2.** Riesgos asociados a la salud de las personas debido a la presencia de contaminantes en aguas grises. Fuentes: Adaptado de Carrillo *et al.*, 2023.

## TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO PARA AGUAS GRISES.

Dada la complejidad y riesgos de los contaminantes presentes en las aguas grises, se hace fundamental caracterizar los contaminantes presentes para determinar la eliminación total requerida, el potencial reúso y seleccionar los trenes de tratamiento apropiados. Dado el tipo de reutilización, siempre es difícil predecir completamente los efectos que pueden derivarse. Sin embargo, en general se reutilizan en sitios rurales o alejados de la población, por lo que la tecnología implementada para su tratamiento es operada o mantenida por unas pocas personas, en su mayoría no profesionales (Maimon y Gross, 2018). Por lo tanto, la tecnología escogida debe ser robusta, confiable y capaz de soportar grandes variaciones en la calidad y cantidad del agua, y debe tratar el agua a un nivel seguro para su reutilización.

La Figura 3 muestra un esquema de las alternativas de tratamiento de las aguas grises que deben ser tratadas siguiendo un tren de tratamiento físico, químico y biológico. Como tratamiento primario, principalmente se utilizan mecanismos fisicoquímicos como la filtración, sedimentación, coagulación y floculación para reducir los sólidos suspendidos, color y turbidez.



**Figura 3.** Tecnologías para el tratamiento de aguas grises. Fuente: Elaboración propia

Como tratamiento secundario destacan los mecanismos biológicos, los cuales se enfocan en la eliminación de materia orgánica y, en menor medida, de nutrientes. Los tratamientos secundarios se pueden clasificar como tecnologías convencionales y no convencionales o últimamente llamados Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN). Las tecnologías convencionales son intensivas en energía e implementación; en éstas destacan los lodos activados, contactor biológico rotativo, biorreactor de membrana, reactor discontinuo de secuenciación y lodos anaerobios de flujo ascendente (Norton-Brandão *et al.*, 2013; Edwin *et al.*, 2014; Boano *et al.*, 2020; Kurniawan *et al.*, 2021). Por el contrario, las tecnologías no convencionales se basan en procesos naturales de baja manipulación como humedales construidos, techos y paredes verdes, filtros verdes como fitorremediación o vermifiltros basados en la degradación de la materia orgánica por la acción de lombrices (Arden y Ma, 2018).

Una de las desventajas de estos sistemas es la limitada eliminación de sólidos, turbidez y patógenos. Lo que indica que se debe contar con un tratamiento primario con la finalidad de reducir los sólidos y la turbidez de las aguas grises. Para la eliminación de patógenos, los humedales construidos muestran una reducción de patógenos de un 28 - 51% (Maimon y Gross, 2018). Mientras que los techos y paredes verdes están por sobre el 90%. Por lo tanto, una solución para el posible reúso podría ser la adición de una unidad de desinfección para alcanzar los límites estándar de reutilización (Boano *et al.*, 2020).

Finalmente, como tratamiento terciario destacan las tecnologías de desinfección que se basan principalmente en tratamientos químicos efectuados con cloro, ozono, ultravioleta, oxidación avanzada y electrólisis. Estos son altamente eficientes en la destrucción de microorganismos que causan enfermedades y otros patógenos presentes (Edwin *et al.*, 2014; Kurniawan *et al.*, 2021). Entre las técnicas nombradas, la desinfección basada en cloro es una de las más económicas y fácil de utilizar y almacenar. Sin embargo, puede tener una baja eficiencia de inactivación debido a un mal tratamiento previo ya que el alto pH, la turbidez y sólidos suspendidos pueden influir (Edwin *et al.*, 2014). Se ha informado que un cloro residual más alto de alrededor de 0,15 a 0,2 mg/L puede conducir a una reducción de bacterias de tres órdenes de magnitud. Otras tecnologías de desinfección son más eficaces como el ozono, oxidación avanzada, fotocatalisis y electrólisis. Sin embargo, tienen altos costos de operación, mantenimiento y la posible generación de subproductos tóxicos o cancerígenos (Maimon y Gross, 2018). Por ejemplo, los tratamientos basados en procesos de oxidación avanzada utilizan ozono o peróxido de hidrógeno ( $H_2O_2$ ), el cuál es un producto químico tóxico y peligroso (Kurniawan *et al.*, 2021). Pocos estudios son los que evalúan microcontaminantes, desde su caracterización hasta su tratamiento lo que complica la evaluación de riesgos que puede estar asociado a su reutilización. A pesar de esto, la mayoría de estos compuestos no son tóxicos para los humanos, pero la acumulación de estos microcontaminantes a lo largo del tiempo en un sistema de circuito cerrado puede ser un problema.

## NORMATIVA CHILENA RESPECTO A LAS AGUAS GRISES

En Chile, el año 2018 el Ministerio de Obras Públicas promulgó la Ley 21.075, que "Regula la recolección, reutilización y disposición de aguas grises".

Esta Ley establece la recolección y tratamiento de aguas grises, en las áreas urbanas y rurales, para fines de interés público en el riego de áreas verdes, parques o centros deportivos públicos. Para efectos de esta ley, el artículo 2°, entrega una serie de definiciones, entre ellas destacan:

- **Aguas grises:**  
las aguas servidas domésticas residuales provenientes de las tinas de baño, duchas, lavaderos, lavatorios y otros, excluyendo las aguas negras.
- **Aguas grises tratadas:**  
aquellas que se han sometido a los procesos de tratamiento requeridos para el uso previsto.
- **Aguas negras:**  
aguas residuales que contienen excretas.
- **Aguas residuales:**  
aquellas que se descargan después de haber sido utilizadas en un proceso o producidas por éste, y que no tienen ningún valor inmediato para dicho proceso.
- **Aguas servidas domésticas:**  
aguas residuales que contienen los desechos de una edificación, compuestas por aguas grises y aguas negras.
- **Aportante:**  
inmueble edificado del cual provienen las aguas grises para su tratamiento y posterior uso.

Asimismo, por vía reglamentaria, se establecerá el destino que podrá darse a las aguas grises tratadas, se contempla el reúso de aguas grises para los siguientes destinos: a) Urbanos: riego de jardines o descarga de aparatos sanitarios, b) Recreativos: riego de áreas verdes públicas, campos deportivos u otros con libre acceso al público; c) Ornamentales: áreas verdes y jardines ornamentales sin acceso al público; d) Industriales: uso en todo tipo de procesos industriales no destinados a productos alimenticios y fines de refrigeración no evaporativos; e) Ambientales: riego de especies reforestadas, mantención de humedales y otros usos que contribuyan a la conservación y sustentabilidad ambiental.

Esta ley contempla que las aguas grises se pueden utilizar para diferentes actividades. Incluso, se pueden incluir usos potables y no potables, como es el caso de la descarga de inodoros o el uso en la agricultura. Aun así, se deben tener las siguientes consideraciones para su implementación: a) Los estanques y tuberías de las aguas grises deben estar señalizadas y deben ir bajo las tuberías de agua potable; b) Se debe tener independencia de los servicios de agua potable y alcantarillado; c) Conexión con alcantarillado en caso de tener que evacuar las aguas grises por emergencia o mantención; d) Los

puntos de reutilización deben estar señalizados; e) Se debe tener una planta de tratamiento. Ésta y los dispositivos del sistema de reutilización deben estar protegidos del acceso de personas extrañas y animales.

En la actualidad el marco legal está dado por la Ley N° 21.075 "Regula la recolección, reutilización y disposición de aguas grises" publicada en 15 de febrero de 2018 del Ministerio de Obras Públicas y, la Ley N° 21.623 "Modifica la Ley N° 21.075, que "Regula la recolección, reutilización y disposición de aguas grises", para fomentar la reutilización de aguas grises tratadas en la agricultura" publicada en 27 de noviembre de 2023 del Ministerio de Medio Ambiente. A su vez, mediante el Decreto N° 40 de fecha 22 de abril de 2022, se "Aprueba reglamento sobre condiciones sanitarias básicas para la reutilización de aguas grises", el cual fue publicado el 9 de mayo de 2024. Este reglamento entró en vigencia el 6 de noviembre de 2024. A partir de esa fecha, los sistemas de reutilización de aguas grises ya sean domiciliarios, colectivos o de interés público, que se encuentren construidos y operativos al momento de su publicación, dispondrán de un plazo de dos años para adecuarse a sus disposiciones. Es decir, deberán cumplir con lo establecido en el reglamento a más tardar el 6 de noviembre de 2026 (ACHIPIA, 2025).

## OBJETIVOS DE LA INSTALACIÓN DE UN SISTEMA PARA LA RECUPERACIÓN Y REÚSO DE AGUAS GRISES

En el marco de la Ley 21.075, que "Regula la recolección, reutilización y disposición de aguas grises" y con el fin de recolectar y tratar aguas grises en el APR Deuca - El Manzano, área de clima de secano costero para poder reusar el agua recuperada en riego de frutales y áreas verdes.

### Objetivo general

Implementar y monitorear un humedal construido de flujo vertical subsuperficial para el tratamiento de aguas grises a nivel domiciliario para usuarios del APR Deuca-El Manzano en la Región del Maule.

### Objetivos específicos

1. Construir un humedal construido de flujo vertical subsuperficial a nivel domiciliario para usuarios APR Deuca-El Manzano.
2. Evaluar el desempeño de la línea de tratamiento que incluye un sistema de tratamiento primario de recuperación de sólidos / grasas y un humedal construido de flujo vertical subsuperficial para tratar aguas grises.
3. Analizar y aplicar las aguas grises tratadas para reúso en riegos agrícolas y de zonas verdes.

## DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE IMPLEMENTACIÓN

### Área de estudio

El APR Deuca - El Manzano, se encuentra localizado en el sector rural de Deuca, comuna de Curepto, Región del Maule, Chile. Este sistema de Agua Potable Rural cuenta con alrededor de 78 arranques y se abastece de dos vertientes, contando con planta de tratamiento para agua potable y desinfección. El clima de la localidad es de tipo seco costero con influencia oceánica, caracterizado por inviernos lluviosos y veranos largos, secos y cálidos. Presenta gran nubosidad matinal, una marcada estación seca prolongada y una alta fragilidad ante la erosión en suelos de lomajes. Las temperaturas son moderadas por el mar, pero con notable amplitud térmica diaria.

Debido al tipo de clima y la necesidad de agua para riego de plantaciones de frutales y/o áreas verdes para mantenimiento de paisajismo, la separación de aguas grises y su tratamiento para lograr calidad de reuso es altamente deseable.

Para la realización de este proyecto se construyó un humedal construido (FVSS) para el tratamiento de aguas grises. El área de estudio es el sector El Manzano en la comuna de Curepto, provincia de Talca, región del Maule, Chile ( $35^{\circ} 25' 26''$  S y  $71^{\circ} 24' 22''$  W). La Figura 4 muestra dos imágenes de la ubicación de lugar.



Figura 4. Ubicación del área de estudio APR Deuca - El Manzano.

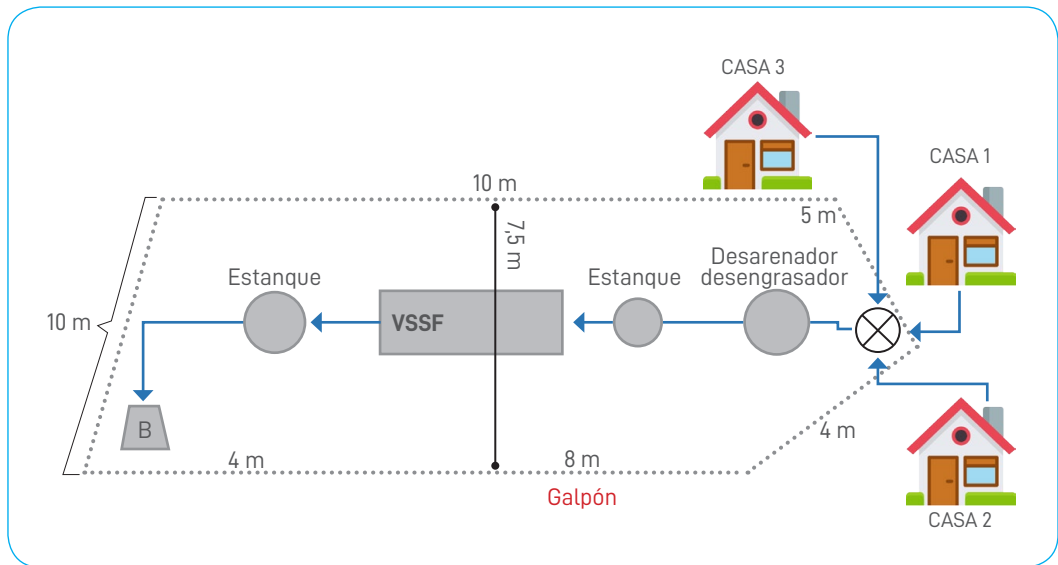
## Recuperación, tratamiento y reúso de aguas grises en APR Deuca - El Manzano, Curepto

El lugar cuenta con tres casas que tienen separación de aguas grises, las cuales consideran un total de 6 personas equivalente (P.E.). Las aguas grises se recolectaron de las tres casas que se distribuyen como muestra la Figura 5. Esta agua por gravedad llegó al terreno seleccionado para la construcción de la planta de humedales construidos, el cual se ubicó cercano a la casa número 1.



**Figura 5.** Distribución de las casas y terreno seleccionado para el humedal construido.

La Figura 6 muestra las dimensiones y distribución del humedal construido en el terreno seleccionado. Este terreno cuenta con un perímetro de 32-36 m, con un ancho de 7,5 m. Las aguas grises llegaron al humedal construido después de salir de una trampa de grasas que se constituye por un estanque desengrasador (1000 L), por lo que acceden al lecho de grava libres de aceites y grasas (López *et al.*, 2016). Cuando la trampa de grasa es el único pre-tratamiento disponible para las aguas grises que posteriormente se tratarán en un humedal construido, puede ser necesaria la combinación con un tanque de sedimentación, para extraer los sedimentos de lodo que pueden ser formados por arena, jabones, que podrían pasar a los humedales (Gross *et al.*, 2015). Por lo tanto, posterior al desengrasador pasan a un estanque desarenador de 500 L con la finalidad de sedimentar y de controlar el caudal (Brix and Arias, 2005). La alimentación es de manera vertical al humedal cuyo diseño se presenta más adelante (sección 3.4.2). Finalmente, las aguas tratadas se acumulan en un estanque de 1000 L para luego ser bombeadas para su posterior reúso, específicamente en riego para agricultura.



**Figura 5.** Esquema de tratamiento primario – secundario, considerando y humedal construido FVSS en el terreno.

## DISEÑO Y BASE DE CÁLCULOS HUMEDAL CONSTRUIDO DE FLUJO VERTICAL SUBSUPERFICIAL (FVSS)

Se documentó que los humedales construidos FVSS son extremadamente efectivos para eliminar sólidos en suspensión y Demanda Biológica de Oxígeno ( $DBO_5$ ), y también nitrifican a una alta tasa de carga. El humedal construido FVSS se diseñó basándose en el modelo de Platzer (Platzer *et al.* 2007). Este modelo se basa en calcular las necesidades de oxígeno de los procesos aeróbicos, como la oxidación de la DQO (o  $DBO_5$ ) y la oxidación del NTK (nitrificación). La superficie (A) se calcula utilizando el diseño de la ecuación de Brix (Brix *et al.*, 2002); (González y Carrillo, 2023):

## Recuperación, tratamiento y reúso de aguas grises en APR Deuca - El Manzano, Curepto

$$A[m^2] = \frac{OD \left[ \frac{g}{d} \right]}{Ka} + 25\% = \frac{OD_{DQO} + OD_{Nitrificación} + OD_{Desnitrificación} \left[ \frac{g}{d} \right]}{Ka \left[ \frac{g}{m^2 d} \right]} + 25\% \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde:

- A = Área superficial
- OD = Demanda total de oxígeno
- $OD_{DBO}$  = Demanda de oxígeno debido a la descomposición de la materia orgánica
- $OD_{Nitrificación}$  = Demanda de oxígeno debido a la nitrificación
- $OD_{Desnitrificación}$  = Reducción de la demanda de oxígeno por efecto de desnitrificación parcial

Para la oxidación de la carga orgánica se utilizó el parámetro  $DBO_5$  con  $1,2 \text{ gO}_2/\text{g DBO}_5$ . La demanda de oxígeno por nitrificación se calculó con  $4,3 \text{ gO}_2/\text{g nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)}$  y el oxígeno recuperado por el proceso de desnitrificación es de  $2,9 \text{ gO}_2/\text{g NH}_4$ . Se asume una nitrificación del 90% y cerca del 10% de desnitrificación en humedales FVSS (Hoffmann *et al.*, 2011; Dotro *et al.*, 2017). Por lo tanto, la demanda de oxígeno se puede calcular como se muestra a continuación:

$$OD_{DBO} = 1,2 \frac{g O_2}{g DQO} \times DBO_{IN} \quad (\text{Ecuación 2})$$

$$OD_{Nitrificación} = 0,9 \times 4,3 \frac{g O_2}{g TKN} \times NTK_{IN} \quad (\text{Ecuación 3})$$

$$OD_{Desnitrificación} = 0,1 \times 2,9 \frac{g O_2}{g TKN} \times NH_{4, IN} \quad (\text{Ecuación 4})$$

El Ka mide el transporte aéreo que se produce en el subsuelo del humedal y forma hasta  $30 \text{ g/m}^2\text{día}$  (Comino *et al.*, 2011). Se consideró una concentración de aproximadamente  $170 \text{ g/m}^3$  y un caudal de  $0,806 \text{ m}^3/\text{d}$  obteniendo una carga orgánica de  $137 \text{ g/d}$ . Por lo tanto, se obtuvo una superficie de  $5,84 \text{ m}^2$ . La ecuación contiene un factor de seguridad del 25%, el cual entrega un área final de  $6,09 \text{ m}^2$ . (González y Carrillo, 2023).

$$A[m^2] = \frac{164 + 11,6 - 0,6 \left[ \frac{g}{d} \right]}{30 \left[ \frac{g}{m^2 d} \right]} + 0,25 = 6,09 m^2 \quad (\text{Ecuación 1})$$

Estos resultados concuerdan con la literatura donde el área superficial de FVSS se encuentran entre 1-5 m<sup>2</sup>/p.e (Hoffmann *et al.*, 2011; Dotro *et al.*, 2017). En este caso, se consideran 3 viviendas asociados a 6 personas. Considerando la superficie, se calcularon las dimensiones y características de diseño del humedal construido FVSS, que se muestran en la Tabla 1. El humedal construido FVSS tiene un ancho de 2 m, largo de 3 m, una relación longitud/ancho de 1,5 y una profundidad de 0,8 m. Se recomienda una profundidad ≥ 0,80 m para humedales construidos verticales (Vidal and Hormazábal, 2018). El volumen total es de 2,2 m<sup>3</sup> y una lámina de agua de 0,6 m de profundidad, lo cual determina un volumen efectivo de 1,44 m<sup>3</sup>. Se recomienda llenarlo a ¾ de su volumen (Gross *et al.*, 2015).

**Tabla 1.** Características de diseño del humedal construido FVSS (González y Carrillo, 2023).

Parámetro de diseño	Unidades	Valor
Ancho	m	2
Largo	m	3
Profundidad	m	0,8
Área superficial	m <sup>2</sup>	6,0
Volumen total	m <sup>3</sup>	2,2
Aspecto radio (L/a)	-	1,5
Altura lámina de agua	m	0,6
Volumen efectivo	m <sup>3</sup>	1,44

La Figura 7 muestra el esquema del corte frontal del humedal construido FVSS. Éste estará 0,5 m enterrado, mientras que el resto (0,3 m) sobre la superficie. El medio de soporte es la grava la cual se divide en tres zonas. La primera zona de entrada que corresponde a un 30% de la profundidad del humedal (0,10 m) contiene grava más gruesa (30-40 mm) aumentando la conductividad hidráulica del sustrato. El cuerpo del FVSS corresponde al 70% de la profundidad (0,6 m), que contiene grava más triturada de 19-25 mm. Finalmente, la zona de salida es idéntica a la entrada (Gross *et al.*, 2015). La grava tiene una porosidad de 40% y

un área superficial  $243 \text{ m}^2/\text{g}$  (Andrés *et al.*, 2018). La Figura 8 muestra un esquema de la sección transversal del humedal construido FVSS. Para su diseño se consideró un talud de 0,5, obteniendo un largo en la profundidad de 2,4 m.

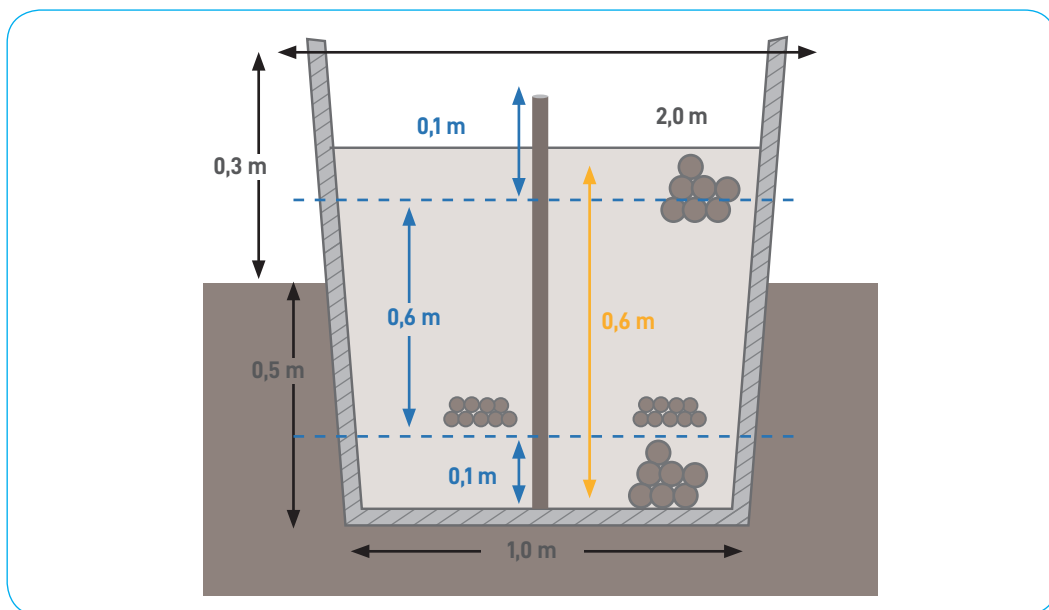


Figura 7. Sección del corte frontal del humedal construido FVSS. (Adaptado de González y Carrillo, 2023).

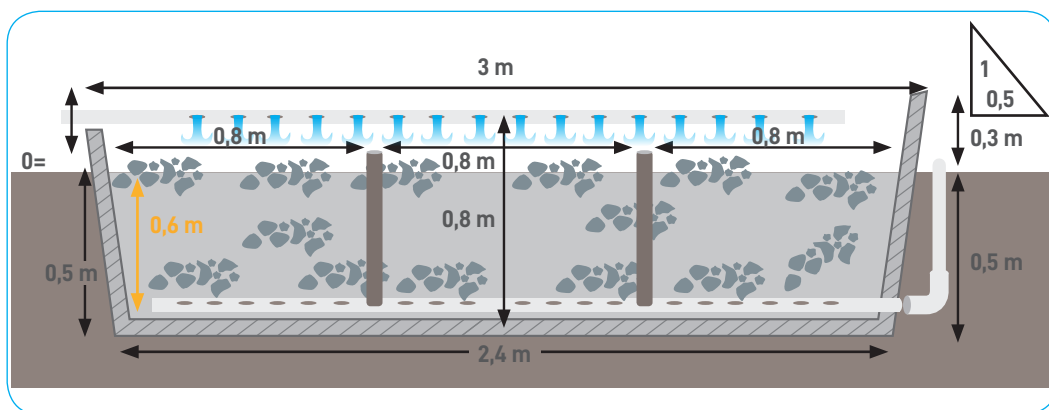
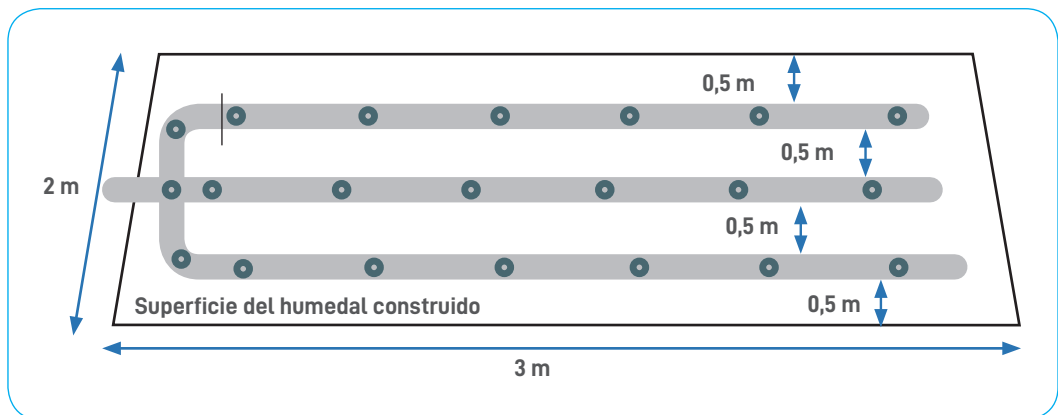


Figura 8. Sección transversal esquemática del humedal construido FVSS. (Adaptado de González y Carrillo, 2023).

### a. Detalles de diseño

#### Alimentación y drenaje del humedal construido FVSS

La Figura 9 muestra un diseño de las tuberías de alimentación del humedal construido. En cuanto a las tuberías de alimentación y de drenaje del humedal construido, se consideró lo siguiente; Las tuberías de alimentación deben estar diseñadas para permitir la distribución del efluente de manera uniforme sobre el lecho de todo el humedal y siempre cubierto bajo grava (Dotro *et al.*, 2017). La alimentación como es de flujo vertical, el agua gris ingresará desde arriba. Para ello se utiliza una alimentación por goteo desde arriba del humedal construido FVSS con tubos de PVC de 40 mm horizontales con orificios de abertura circulares con un diámetro entre 6-8 mm para evitar la obstrucción de las aberturas con sólidos. Se consideró 7 orificios por tubería, las cuales tienen una distancia de 0,4 m (Tanner *et al.*, 2012; Dotro *et al.*, 2017).

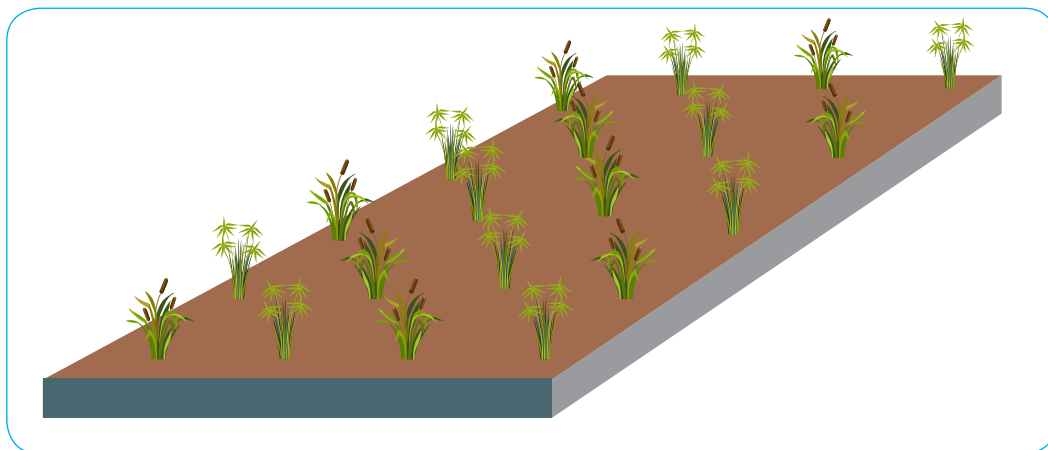


**Figura 9.** Diseño de la alimentación de aguas grises. (Adaptado de González y Carrillo, 2023).

#### Implementación de plantas

En cuanto a la vegetación utilizada se implementó un policultivo (cinco especies) con las especies *Cyperus alternifolius*, *Typha angustifolia*, *Zantedeschia aethiopica*, *Dasyilirion longissimum* y *Schoenoplectus californicus*. La especie *Cyperus alternifolius* conocido como paragüitas, es una planta acuática ornamental que vive en las riberas de los ríos y crece muy rápido, pero no alcanza una exagerada altura. Además, soporta la irradiación del sol y altas temperaturas, por lo que le acomoda climas calurosos o tropicales. Esta planta se ha adaptado a la zona de la Región del Maule ya que crece en llanuras en media altitud y se ve comúnmente. Por su parte, la especie *Typha angustifolia* tiene como nombre común totora, espadaña o Typha. Se encuentra amplia variedad en ambientes acuáticos y palustres alrededor de todo el mundo, por lo que es una especie cosmopolita. En Chile, se distribuye en la zona norte, en las regiones

de Arica y Parinacota y Tarapacá, y en la zona sur desde la Región del Maule a la Región de Los Ríos (Catálogo de las plantas vasculares de Chile, 2018). Leto *et al.* (2013) estudió ambas plantas, en donde obtuvo un rendimiento por sobre el 60% en materia orgánica y 30% en nutrientes con un buen desarrollo de biomasa. La Figura 10 muestra la distribución de las especies vegetales en el humedal construido FVSS las cuales serán distribuidas intercaladamente.



**Figura 10.** Distribución de las especies vegetales para el humedal construido FVSS.

### Parámetros de operación

Considerando una concentración de  $DBO_5$  de  $170 \text{ g/m}^3$ , se manejó el caudal para obtener las condiciones de operación óptimas de humedales construidos. Según recomendaciones, para un humedal construido FVSS se recomienda una carga hidráulica entre 27-110 mm, una tasa orgánica de  $10\text{-}60 \text{ g/m}^2\text{d}$  y tiempo de residencia hidráulico de 1-5 días (Vidal and Hormazábal, 2018). El caudal se fijó en  $250 \text{ L/d}$  obteniendo los parámetros de operación que se muestran en la Tabla 2. Cabe destacar que estos parámetros se van modificando en la etapa de estabilización con la finalidad de lograr el mejor rendimiento.

**Tabla 2.** Parámetros de operación de sistemas híbrido de humedales construidos.

Parámetros de operación FVSS		Unidad	Valores
Caudal	Q	$\text{m}^3/\text{d}$	0,250
Carga hidráulica	HLR	$\text{mm}/\text{d}$	41
Tasa de carga orgánica	OLR	$\text{g}/\text{m}^2\text{d}$	7,0
Tiempo de residencial hidráulico	TRH	d	4,3

## Estrategia de monitoreo

Como seguimiento se propuso el monitoreo de los parámetros *in situ* como físico químicos indicados en la Tabla 3. Para ello, se tomaron muestras del influente de aguas grises y del efluente del humedal construido FVSS. Para la puesta en marcha se propuso la obtención de muestras una vez por semana. Mientras que en la etapa de estabilización se espera monitorear una vez por mes. El tiempo mínimo de monitoreo debe ser un año para incluir muestras de las diferentes estaciones debido a que es un tratamiento natural.

**Tabla 3.** Parámetros de calidad de agua monitoreados.

Parámetros fisicoquímicos	Sigla
Demanda Biológica de Oxígeno	DBO <sub>5</sub>
Demanda Química de Oxígeno	DQO
Sólidos Suspendidos Totales	SST
Nitrógeno total	NT
Nitrógeno del Amonio	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
Nitrógeno del Nitrato	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
Nitrógeno del Nitrito	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
Fósforo total	PT
Fósforo del Fosfato	P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>
Tensoactivos	-
Parámetros in situ	
pH	pH
Conductividad Eléctrica	CE
Sólidos Disueltos Totales	SDT
Temperatura	T
Potencial de Oxido Reducción	POR
Turbidez	TUR
Oxígeno disuelto	O <sub>2</sub>
Parámetros biológicos	
Compuestos estrogénicos	
Coliformes fecales	CF
Coliformes totales	CT

Para el muestreo de la vegetación se realizará un seguimiento fotográfico para el desarrollo de las especies. Se muestrearán una vez al mes después de la etapa de estabilización. Además, se medirá la altura, número de tallos o brotes con la finalidad de obtener la densidad de la vegetación.

## CONSTRUCCION Y OPERACIÓN

La Figura 11 muestra la línea de tiempo de la implementación junio – noviembre 2023 de la recuperación y tratamiento de las aguas grises de 3 viviendas del APR Deuca – El manzano.

### a) Línea de tiempo construcción humedal FVSS





**Figura 11.** Línea de tiempo de la construcción (junio – noviembre 2023) del FVSS para la recuperación y tratamiento de las aguas grises de 3 viviendas del APR Deuca – El Manzano.

## MONITOREO Y RESULTADOS DEL TRATAMIENTO

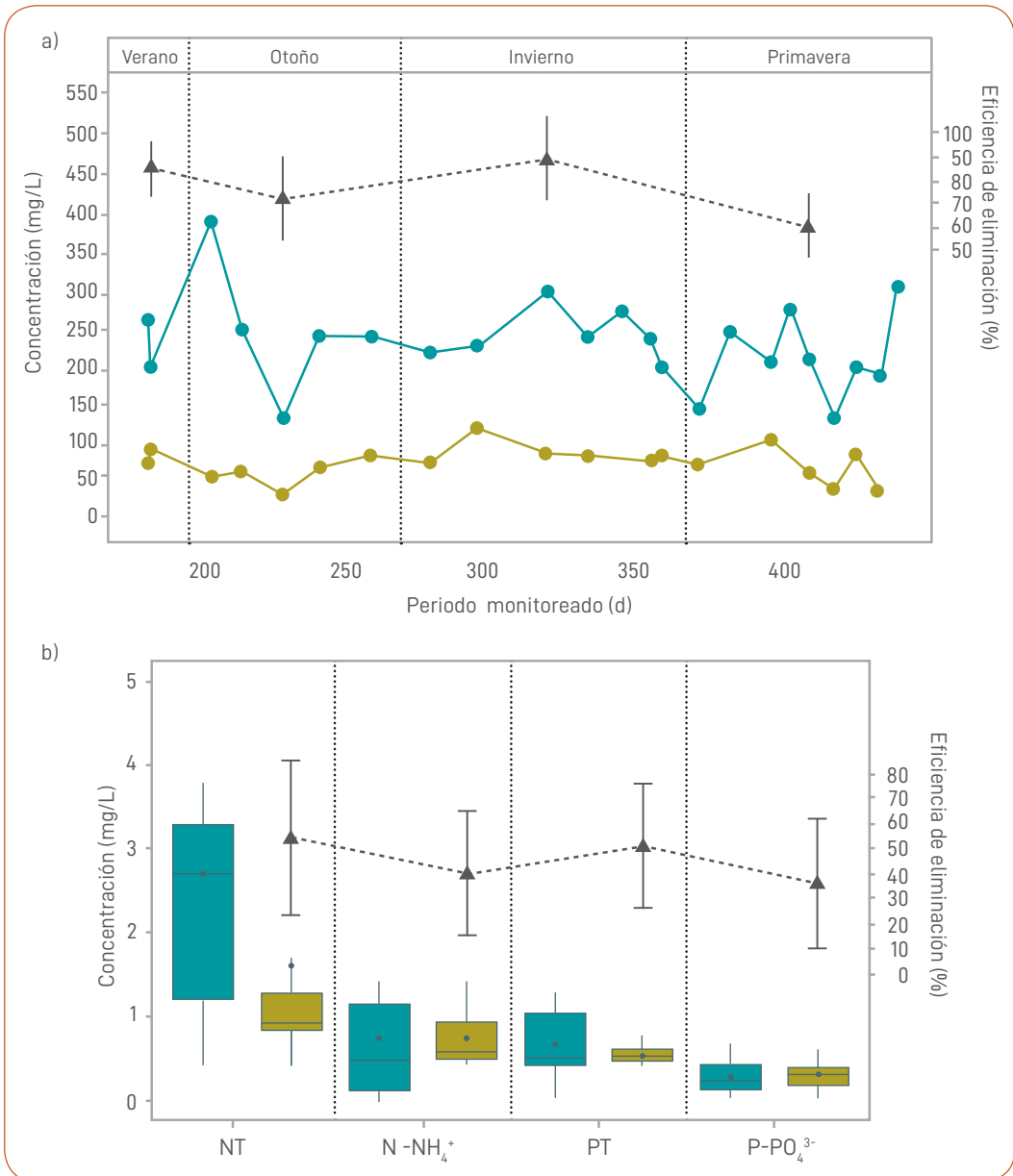
La Figura 12 muestra la DQO durante el período monitoreado. El humedal construido FVSS redujo significativamente la materia orgánica, con una reducción promedio del 73%. Para el influente, la DQO fue de  $216,7 \pm 71,3$  mg/L, mientras que para el efluente fue de  $73,1 \pm 22,3$  mg/L. La concentración de  $DBO_5$  en el influente y el efluente fue de  $86,7 \pm 56,2$  y  $37,7 \pm 24,6$  mg/L, respectivamente. Para el COT, se observó una eficiencia de eliminación aún más significativa del 97%, con concentraciones de  $44,9 \pm 13,7$  y  $1,4 \pm 3,8$  mg/L para el influente y el efluente, respectivamente. Estos resultados muestran que el humedal construido FVSS logró una eficiencia efectiva en la remoción de materia orgánica, aunque con una eficiencia menor que la reportada por Compaoré et al. (2023), quienes lograron hasta un 95% de remoción en un humedal construido híbrido. Sin embargo, esta diferencia puede atribuirse a la alta carga orgánica en su influente ( $2562,7 \pm 1267,7$  mg/L para DQO y  $1408,9 \pm 436,4$  mg/L para  $DBO_5$ ), en comparación con los valores relativamente bajos del presente estudio.

Es importante destacar que el efluente del sistema evaluado por Compaoré *et al.* (2023) alcanzó una DQO de  $201,3 \pm 118,4$  mg/L, un valor similar al obtenido en el influente de este estudio. En un estudio de 2020 sobre un humedal construido vertical con policultivo, se reportó un influente con una DQO de  $132,2 \pm 35,0$  mg/L, obteniendo una tasa de remoción del 57%, similar a la obtenida en el presente estudio (Nema *et al.*, 2020). Esto sugiere que la mayor eficiencia reportada se debe, en parte, a la carga orgánica inicial. Sin embargo, la tasa de carga orgánica (TCO) puede afectar la eficiencia de remoción. En este sentido, Shruthi y Shivashankara (2021) y Nocetti *et al.* (2024) reportaron eficiencias de remoción hasta un 30% mayores en un humedal construido FVSS, donde la TCO se redujo de 42,6 a 14,2 gDQO/m<sup>2</sup>d y de 130,5 a 87,6 gDQO/m<sup>2</sup>d, respectivamente.

La mayor remoción de materia orgánica (85%) se obtuvo en otoño, con concentraciones de efluente entre 35,8 y 77,2 mg/L. Esto es similar a lo obtenido por López *et al.* (2015), quienes lograron una eficiencia de remoción de DBO<sub>5</sub> del 75% en otoño/invierno, mencionando que el desarrollo de la biomasa bacteriana y el crecimiento vegetal son los factores que más influyen en la eficiencia, no la temperatura. De manera similar, Shruthi y Shivashankara (2022) encontraron que no existía un efecto estacional significativo en las eficiencias de remoción.

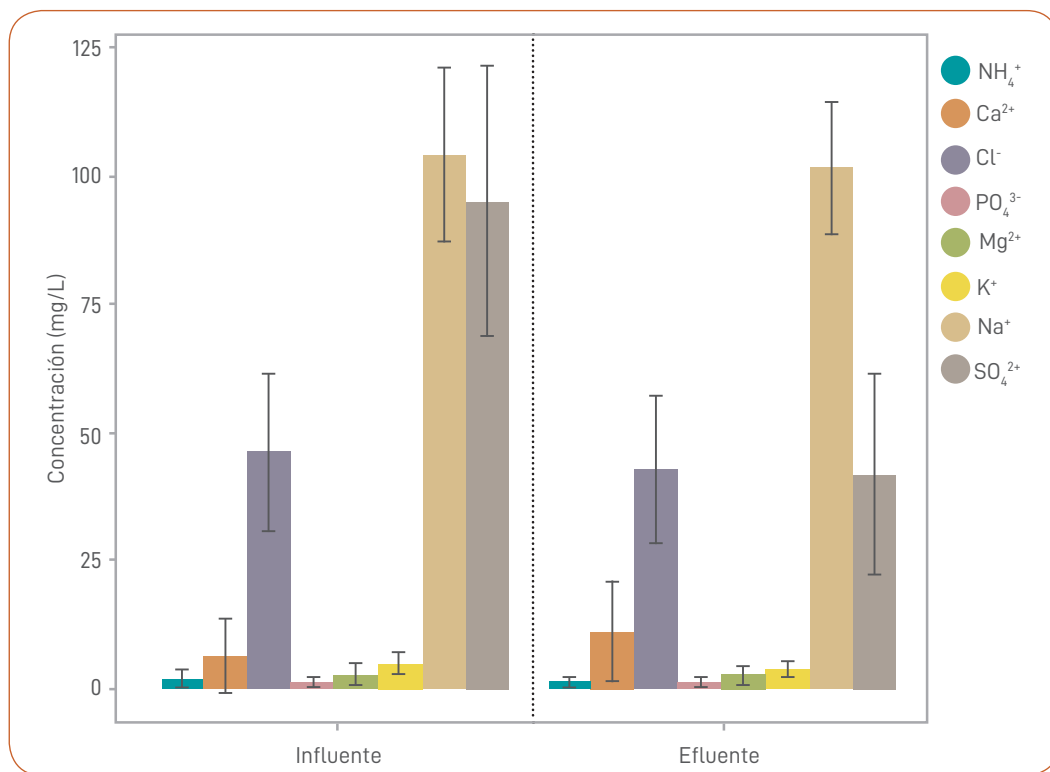
La Figura 12b muestra el contenido de nutrientes en el humedal construido FVSS. La eficiencia de remoción de NT fue del 24%, con  $2,7 \pm 1,4$  mg/L en el influente y  $2,0 \pm 1,7$  mg/L en el efluente, lo que indica una transformación parcial sin remoción efectiva. El NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N se redujo en un 18%, lo que sugiere que se está produciendo nitrificación, aunque posiblemente limitada a ciertas áreas del humedal donde hay oxígeno disponible, mientras que el NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N presentó la reducción más significativa, del 65%, lo que indica que el NO<sub>2</sub><sup>-</sup> generado por la oxidación del NH<sub>4</sub><sup>+</sup> se está convirtiendo en NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. La concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N se redujo de  $2,1 \pm 1,1$  mg/L a  $1,0 \pm 0,6$  mg/L en el efluente (eficiencia de eliminación del 51%). Debido a las condiciones aeróbicas del humedal construido FVSS, la eliminación de nitrato podría deberse a la absorción por las plantas y no a un proceso de desnitrificación (Marín-Muniz *et al.*, 2024).

En el caso del TP y el PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P, las concentraciones en el efluente fueron inferiores a 0,9 mg/L, con una eliminación del 14% para el TP. Esto sugiere que el humedal podría tener una baja capacidad de adsorción debido al material utilizado. Sustratos como la zeolita o la apatita han demostrado una capacidad de adsorción de fósforo de hasta el 80%, mientras que la grava alcanza generalmente entre el 45% y el 50% (Carrillo *et al.*, 2020).



**Figura 12.** Concentración en humedales construidos (diagrama de dispersión/diagrama de caja) y eficiencia de remoción (diagrama de dispersión) para (a) DQO durante las temporadas monitoreadas y (b) nutrientes. Donde ● Influyente y ● Efluente. (Adaptado de González *et al.*, 2026).

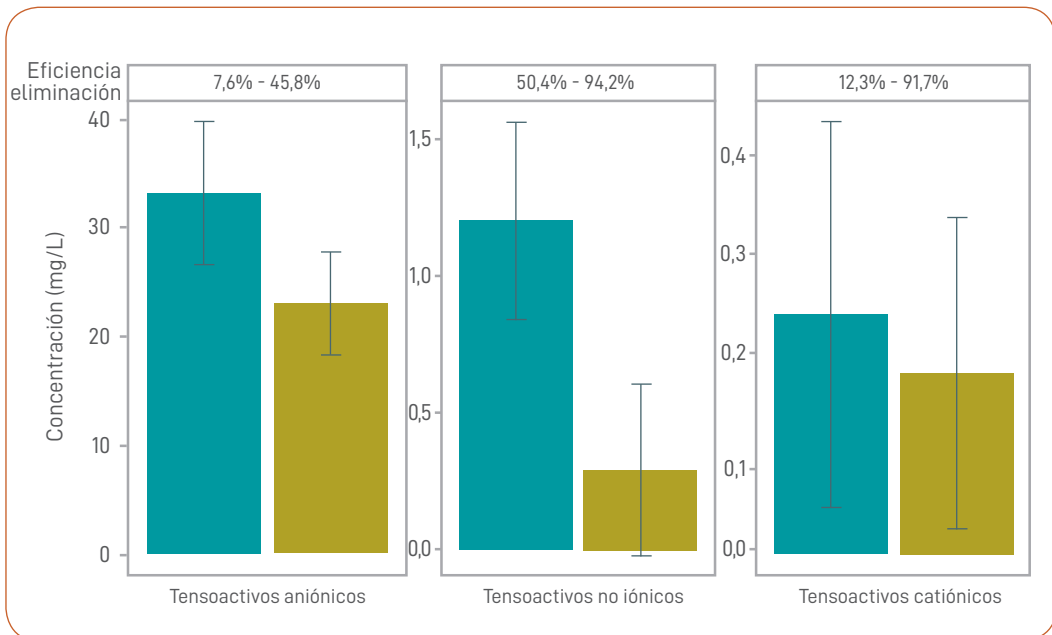
La Figura 13 muestra que el  $\text{Na}^+$  fue el ion predominante en todas las muestras. Las concentraciones en el humedal construido FVSS se mantuvieron relativamente constantes entre el influente y el efluente ( $104,1 \pm 16,3$  y  $101,6 \pm 12,3$  mg/L, respectivamente), sin diferencias significativas. Sin embargo, para el  $\text{SO}_4^{2-}$  se observó una reducción del 56%, con un promedio para el efluente de  $42,1 \pm 18,6$  mg/L. Esta eliminación podría estar relacionada con procesos de precipitación, adsorción o actividad microbiana reductora de sulfato (Soti *et al.*, 2024).



**Figura 13.** Concentración (barra) de los iones principales en el humedal construido. (Adaptado de González *et al.*, 2026).

Se midió la concentración de surfactante (Figura 13). El humedal construido FVSS presentó una eficiencia de remoción de surfactante aniónico del 31%, con una concentración de efluente de  $23,0 \pm 4,2$  mg/L, un valor similar al obtenido en aguas grises claras ( $23,7 \pm 8,4$  mg/L). La tasa de remoción de surfactante no iónico fue significativamente mayor en 76%, lo que sugiere susceptibilidad a la biodegradación o adsorción en el humedal. Para surfactantes catiónicos la eficiencia de remoción fue del 25%. Estos valores están por debajo de los reportados por Ramprasad y Philip (2016), quienes obtuvieron una eficiencia de

remoción de SDS del 89% en un humedal construido FVSS, mientras que para un surfactante catiónico (TMA) la remoción aumentó al 95%. En este caso, el medio de soporte consistió en grava, ladrillo y arena. Feitosa et al. (2024) obtuvieron una eficiencia de remoción de surfactante aniónico del 60% en un humedal construido con un medio de soporte de ladrillos, escombros de construcción y conchas de moluscos. Por lo tanto, la baja eficiencia observada en este estudio podría estar relacionada con la composición del sustrato (Marín-Muniz *et al.* 2024).

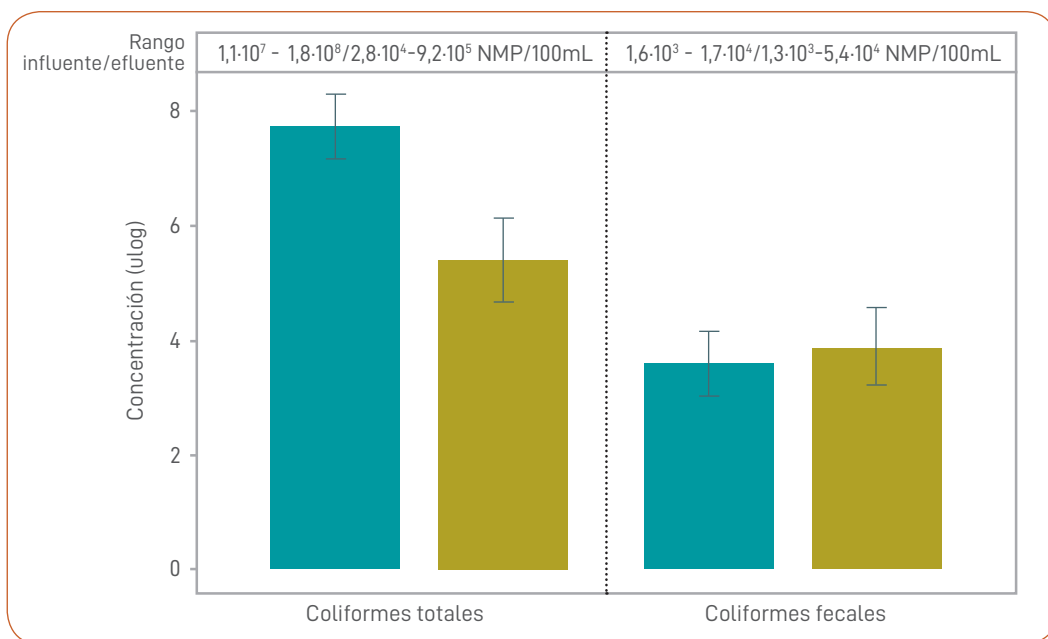


**Figura 14.** Concentración (bar) de tensioactivos aniónicos, no iónicos y catiónicos. Donde ● Influyente y ● Efluente. (Adaptado de González *et al.*, 2026).

La Figura 15 muestra la caracterización microbiológica. El humedal construido FVSS presentó una reducción significativa ( $p < 0,0001$ ) en TC de 2,3 uLog (unidades logarítmicas). El efluente presentó una concentración de TC de  $5,1 \cdot 10^5 \pm 4,7 \cdot 10^5$  NMP/100 mL, mientras que la concentración de FC fue de  $1,8 \cdot 10^4 \pm 2,1 \cdot 10^4$  NMP/100 mL. Estos valores confirman que el sistema elimina bacterias coliformes, aunque no logra una eliminación completa. Además, se cuantificó la concentración de *E. coli* en el humedal construido FVSS, con valores de  $1,1 \cdot 10^4 \pm 1,1 \cdot 10^4$  y  $4,4 \cdot 10^2 \pm 7,0 \cdot 10^2$  UFC/100 mL obtenidos para el influente y el efluente, respectivamente. Shukla y Ahammad (2022) y Compaoré *et al.* (2023) también reportaron altas concentraciones de *E. coli*, con  $10^5$ - $10^7$  UFC/100 mL. Por lo tanto, los sistemas de desinfección son necesarios como un paso adicional en el tratamiento de humedales construidos para eliminar TC, FC y *E. coli*.

González *et al.* (2019) reportaron que un sistema ultravioleta logró una eficiencia de eliminación de TC de 2,5 uLog cuando el influente contenía 26,7 mg/L de SST. En este estudio, la concentración de SST en el efluente humedal construido FVSS fue de  $0,01 \pm 0,003$  mg/L; por lo tanto, se esperaría una mejor desinfección. Takman *et al.* (2024) and Santos *et al.* (2020) obtuvieron una concentración inferior a 1 UFC/100 mL, con fluencias UV superiores a  $200 \text{ J/m}^2$ , en el efluente de una planta de tratamiento de aguas residuales que contenía un filtro de carbón activado granular y un biorreactor de membrana, cumpliendo así los criterios de calidad microbiológica del agua de riego.

La desinfección solar es otra alternativa viable y de bajo costo para sistemas a gran escala. Santos *et al.* (2020) aplicaron la desinfección solar al efluente de un humedal construido y obtuvieron una reducción promedio de 4,3  $\mu\text{Log}$  tras seis horas de exposición.



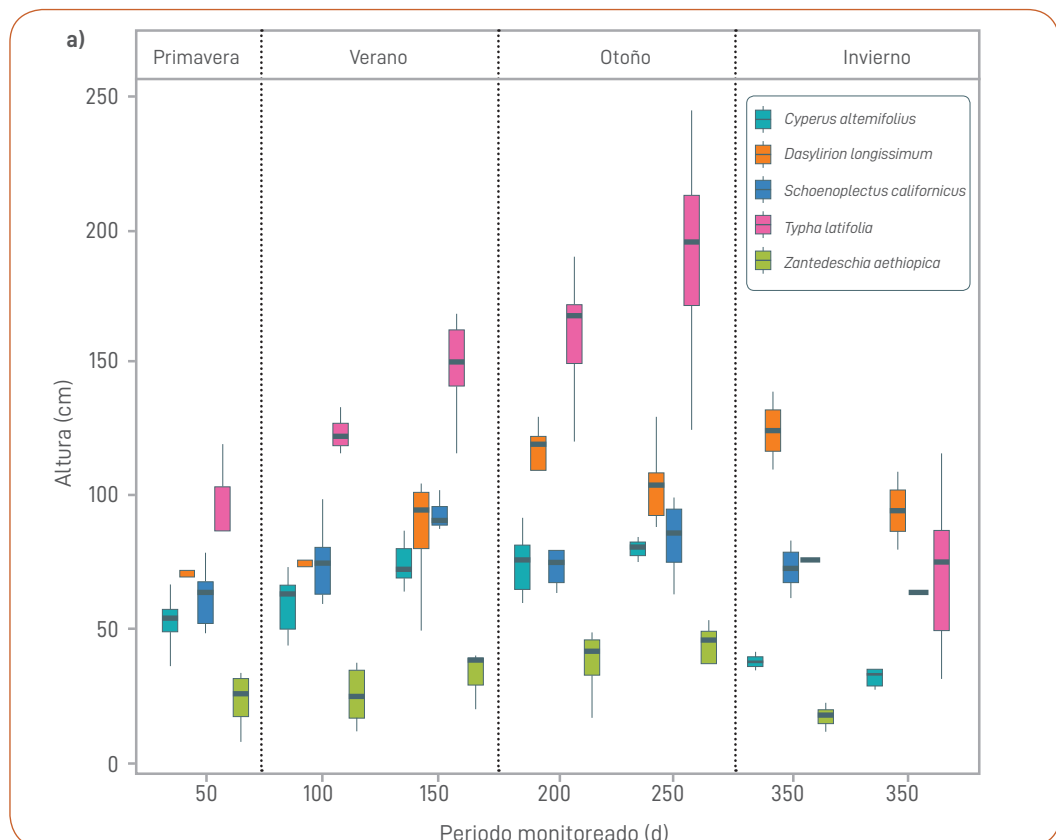
**Figura 15.** Caracterización microbiológica en un humedal construido. Donde ● Influyente y ● Efluente. (Adaptado de González *et al.*, 2026).

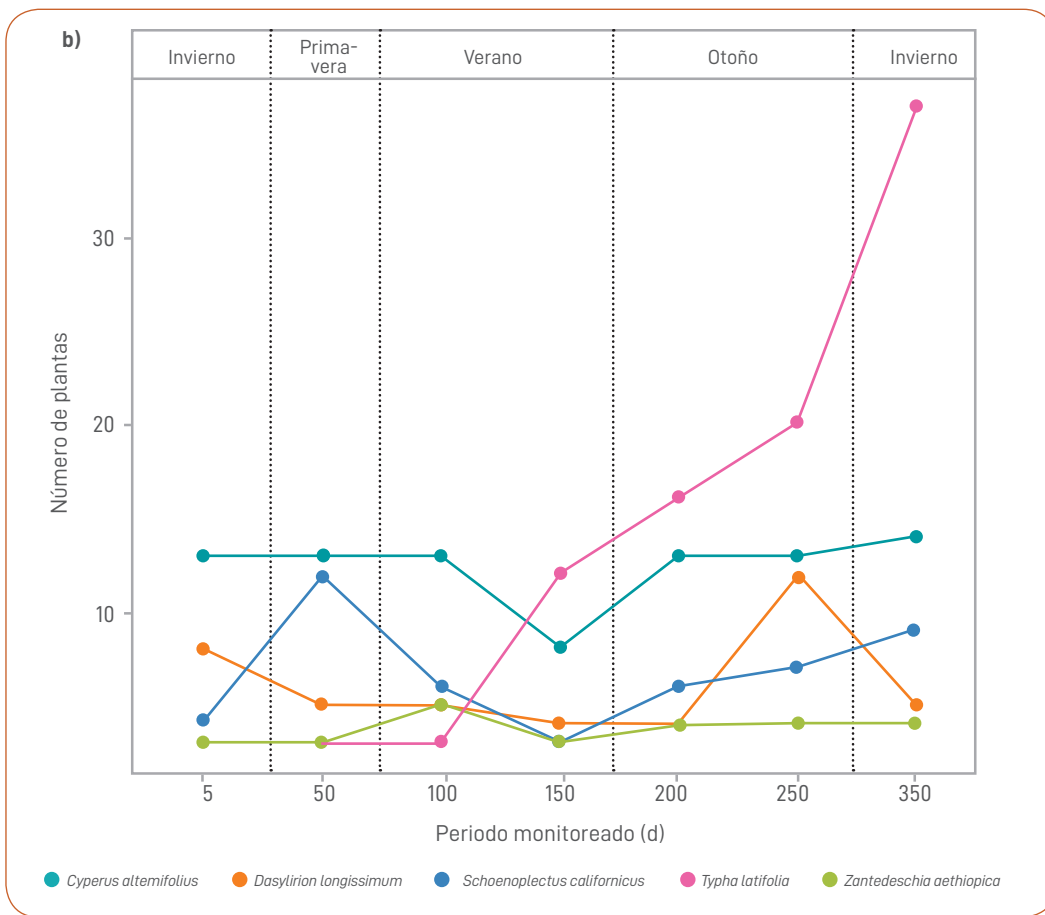
La Figura 16 muestra la variación estacional de la altura y el número de plantas en el humedal construido FVSS. En cuanto al crecimiento, se observaron diferencias significativas entre las plantas evaluadas, ya que cada una posee distintas capacidades adaptativas. *Zantedeschia aethiopica* presentó la menor altura, con un promedio anual de  $30,5 \pm 13,4$  cm, y su abundancia relativa disminuyó del 10% al 6%. Carrillo *et al.* (2022) informaron que *Z. aethiopica* tendía a la extinción en un policultivo debido a la competencia por el espacio, como en el presente estudio.

Aunque el número de plantas de *Schoenoplectus californicus* aumentó un 125%, mantuvo su abundancia relativa del 13%; su altura fue de  $73,1 \pm 15,3$  cm. Las abundancias relativas de *Cyperus alternifolius* y *Dasyllirion longissimum* disminuyeron aproximadamente un 20%.

*Typha latifolia* alcanzó la mayor altura (245 cm) en otoño, con un promedio anual de  $134,0 \pm 51,4$  cm. Además, presentó una densidad máxima de 6 individuos/m<sup>2</sup> en invierno y una abundancia relativa del 54% (37 plantas en total en el humedal construido FVSS), lo que indica una alta capacidad de propagación y adaptación en este entorno.

Estos resultados indican que *Typha latifolia* fue la especie con el desarrollo más predominante en el humedal construido FVSS. De manera similar, Zapata-Morales *et al.* (2023) obtuvieron una altura de  $230 \pm 14$  cm después de 100 días, con un crecimiento de 60 cm. Asimismo, *Typha latifolia* fue la única especie con diferencias estacionales significativas en altura. En otoño e invierno creció  $169,4 \pm 39,7$  cm y  $72,2 \pm 22,9$  cm, respectivamente.





**Figura 16.** Desarrollo estacional del policultivo en un humedal construido: a) Longitud y b) número de plantas. (Adaptado de González *et al.*, 2026).

## REÚSO DEL AGUA GRIS RECUPERADA

Segun la Ley 21075 que "Regula la recolección, reutilización y disposición de aguas grises" y su artículo 7, indica que "las aguas grises deberán conducirse independientemente de las aguas negras, para su posterior tratamiento y reutilización. Las aguas grises podrán ser tratadas y reutilizadas dentro de la vivienda, establecimiento o inmueble del aportante o, alternativamente, ser descargadas a la red de recolección de un sistema domiciliario colectivo o de un sistema de interés público."

Además, se indica que *"El sistema de reutilización de aguas grises debe mantener operativa una conexión a un servicio público de recolección de aguas servidas o un sistema particular de aguas servidas para permitir su evacuación en caso de falla, emergencia u otra situación en que no se requiera para su reutilización"*.

Dentro de los usos de las aguas grises están, los siguientes usos:

- **Recreativos:**

Esta categoría incluye el riego de áreas verdes públicas, campos deportivos u otros con libre acceso al público.

- **Ornamentales:**

En esta categoría se incluyen las áreas verdes y jardines ornamentales sin acceso al público.

- **Silvoagropecuarios:**

Incluye el riego de cultivos agrícolas, salvo los prohibidos en el artículo 9. Considera, entre otros, el riego de especies arbóreas o arbustivas frutales, cereales, cultivos industriales, viveros, cultivos de plantas leñosas, cultivos ornamentales, cultivos de flores, praderas o empastadas y producción de semillas.

Particularmente, este proyecto, debido a la región donde está emplazado, el principal uso de agua gris tratada es para reúso de riego en frutales en desarrollo (Nísperos y Duraznos) y para áreas verdes, a través de riego por aspersión.

Este proyecto ha sido capaz de recuperar aproximadamente el 80% del agua usada en la casa para su reúso.

## CONCLUSIONES

Los resultados de este Proyecto indica la factibilidad de realizar una gestión en el origen de las aguas grises de 3 viviendas en el APR Deuca – El Manzano.

La caracterización de las aguas grises muestran que las aguas grises oscuras presentan los niveles más altos de materia orgánica (203-1028 mg/L DQO), nutrientes (0,5-2,1 mg/L TP) y coliformes ( $3,5 \times 10^7$ - $2,8 \times 10^8$  NMP/100 mL CT), superando las concentraciones observadas en las aguas grises claras, en 3, 7 y 76 veces, respectivamente. Además, las aguas grises oscuras presentaron concentraciones de surfactantes un 49%, 17% y 81% superiores a las aguas grises claras para surfactantes aniónicos, catiónicos y no iónicos, respectivamente, lo que refuerza la necesidad de tratarlas antes de su reutilización. Por el contrario, las concentraciones de nitrógeno total (NT) en las aguas grises claras fueron el doble que en las aguas grises oscuras.

El sistema de tratamiento secundario usando un humedal construido FVSS presenta eficiencias de eliminación del 42-85% para DQO, del 24-84% para  $DBO_5$ , hasta un 85% para NT, 69% para PT y 31% para surfactantes aniónicos. Se logró una reducción de 2,3  $\mu$ Log para CT, con una concentración promedio en el efluente de  $5,1 \times 10^5 \pm 4,2 \times 10^5$  NMP/100 mL. En cuanto a las plantas empleadas en el humedal (policultivo), los resultados sugieren que *Typha latifolia* fue la especie más competitiva en el sistema, presentando 6 individuos/m<sup>2</sup> y una abundancia relativa de un 54% al final del estudio. Es importante destacar que este estudio subraya el potencial del tratamiento mediante un humedal construido FVSS a gran escala como una solución rentable y basada en la naturaleza para la gestión de aguas residuales rurales en áreas descentralizadas, posicionándolo como una opción viable para promover la reutilización segura de aguas residuales a nivel doméstico.

Sin embargo, el tren de tratamiento aquí planteado debe considerar como una unidad final, algún tipo de desinfección para eliminar completamente los patógenos de esta nueva fuente de agua.

## FINANCIAMIENTO

Este trabajo fue financiado por los proyectos ANID/FONDAP/1523A0001 del Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería y FSEQ210002 "Tecnologías, Metodologías CHRIAM y guía de Mejores Prácticas para la Sostenibilidad Hídrica de las Industrias Minera y Agrícola". Además, Y. González agradece a la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo (ANID)/Programa de Becas/Doctorado Nacional/2022-21222126 por el apoyo brindado en sus estudios de Doctorado en la Universidad de Concepción.

## CONTRAPARTIDA EXTERNA

El "Sistema del recuperación, tratamiento y reúso de aguas grises en APR Deuca - El Manzano" se implementó en el APR Deuca – El Manzano gracias al liderazgo y apoyo del Sr. José Gabriel González Contreras, Presidente APR Deuca – El Manzano (2017-2025).

## DIFUSIÓN DEL PROYECTO

El Proyecto ha sido ampliamente difundido en el ambiente académico, en reuniones públicas y también en programas de radio y televisión.

Particularmente, a través del Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y Minería – CRHIAM, se mostró este Sistema de "Tratamiento y reúso de aguas grises", el 27 de agosto de 2025 en el Programa "Exploradores: del Atomo al Cosmo" de TVN 24 Horas.

En el siguiente link, es posible encontrar el video del programa:



## GALERÍA DE IMÁGENES

"Sistema del recuperación, tratamiento y reúso de aguas grises en APR Deuca - El Manzano". (Fuente: Elaboración propia)

### Anexo A.

Localización del proyecto en el secoano costero de la Región del Maule en la localidad de El Manzano, comuna de Curepto.



**Anexo B.**

Seguimiento del tratamiento primario de recuperación de sólidos y grasas



## Recuperación, tratamiento y reúso de aguas grises en APR Deuca - El Manzano, Curepto

### Anexo C.

Seguimiento tratamiento secundario mediante humedal construido de flujo vertical subsuperficial plantado con un policultivo: *Typha angustifolia*, *Cyperus alternifolius* y *Schoenoplectus californicus*.



15 septiembre 2023



31 diciembre 2023



24 febrero 2024



8 junio 2024



17 agosto 2024



28 octubre 2024

**Anexo D.**

Reúso de aguas grises en APR Deuca - El Manzano, aplicado a riego de árboles frutales y áreas verdes.



## REFERENCIAS

- ACHIPIA; 2025. Jiménez, J., Pérez, M., Avello, C. & Galarce, L. Reutilización de aguas grises para uso silvoagropecuarios. Orientaciones técnicas para equipos técnicos y funcionarios/as. Primera versión, 31p. [https://www.achipia.gob.cl/wp-content/uploads/2026/01/MANUAL-DE-TRATAMIENTO-AGUAS-GRISES\\_OK.pdf](https://www.achipia.gob.cl/wp-content/uploads/2026/01/MANUAL-DE-TRATAMIENTO-AGUAS-GRISES_OK.pdf).
- Arden, S. & Ma, X. 2018. Constructed wetlands for greywater recycle and reuse: a review. *Science of the Total Environment* 630, 587-599. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.218>.
- Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., Galvao, A., PISOERIO, J., Rizzo, J. & Masi, F. 2020. A review of nature-based solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. *Science of the Total Environment* 711, 134731. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134731>.
- Brix, H. & Arias, C. A. 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering* 25(5), 491-500.
- Carrillo, V., Fuentes, B., Gómez, G. & Vidal, G. 2020. Characterization and recovery of phosphorus from wastewater by combined technologies. *Review and Environmental Science and Biotechnology* 19, 389-418. <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09533-1>.
- Carrillo, V., Gómez, G. & Vidal, G. 2022. Phosphorus uptake by macrophyte plants in monocultures and polycultures in constructed wetlands for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 182, 106690. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106690>.
- Carrillo, V., González, Y., Gómez, G., Droppelmann, V., Holzapfel, E., Gutiérrez, L. & Vidal, G. 2023. El claro-oscuro de las aguas grises para ser considerada como una nueva Fuente de agua. Serie Comunicacional CRHIAM, Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería, ISSN 0718-6460 (versión impresa), ISSN 0719-3009 (versión en línea), número 51, 29 p. <https://www.crhiam.cl/wp-content/uploads/2023/06/Serie-aguas-grises-51.pdf>
- Comino, E., Riggio, V. & Rosso, M. 2011. Mountain cheese factory wastewater treatment with the use of a hybrid constructed wetland. *Ecological Engineering* 37(11), 1673-1680. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.048>.
- Compaoré, C. O. T., Maiga, Y., Nikiéma, M., Mien, O., Nagalo, I., Panandtigrí, H. T., Mihelcic, J. R. & Ouattara, A. S. 2023. Constructed wetland technology for the treatment and reuse of urban household greywater under conditions of Africa's Sahel region. *Water Supply* 23(6), 2505-2516. <https://doi.org/10.2166/ws.2023.121>.
- DGA. 2021. Actualización del Balance Hídrico Nacional, SIT N° 417, Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas, División de Estudios y Planificación. Santiago, Chile.

- Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O. & Von Sperling, M. 2017. Treatment wetlands (p. 172). IWA publishing. file:///C:/Users/Gladys%20Vidal/Downloads/Wetlands%20book\_FINAL%20(1).pdf
- Edwin, G. A., Gopalsamy, P. & Muthu, N. (2014). Characterization of domestic gray water from point source to determine the potential for urban residential reuse: a short review. *Applied Water Science* 4(1), 39-49. <https://doi.org/10.1007/s13201-013-0128-8>
- Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., & Ledin, A. (2002). Characteristics of grey wastewater. *Urban Water* 4(1), 85-104. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(01\)00064-4](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(01)00064-4)
- Feitosa, A.P., Rodrigues, K., Martins, W.E., Rodrigues, S.M.P.R., Pereira, L. & Silva, G.M.M. 2024. Enhancing Greywater Treatment: High-Efficiency Constructed Wetlands with Seashell and Ceramic Brick Substrates. *Applied Sciences* 14, 9011. <https://doi.org/10.3390/app14199011>.
- González, Y., Salgado, P. & Vidal, G. 2019. Disinfection behavior of a UV-treated wastewater system using constructed wetlands and the rate of reactivation of pathogenic microorganisms. *Water Science and Technology* 80(10), 1870-1879. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.007>.
- González, Y., Cabrera, C., Carballa, M. & Vidal, G. 2026. Full-scale performance of a vertical subsurface flow constructed wetland with a polyculture for greywater treatment. *Water Reuse* 0(1), <https://doi.org/10.2166/wrd.2026.084>.
- González, Y. & Carrillo, V. 2023. Tratamiento de aguas grises mediante humedales construidos para reúso. Documento interno: Proyecto ANID SEQUIA FSEQ210002 y Centro CRHIAM de ANID. 23p.
- Gross, A., Maimon, A., Alfiya, Y., & Friedler, E. 2015. Greywater reuse. CRC Press. Taylor & Francis Group. Boca Raton NW. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.159>.
- Hoffmann H., Platzer C., von Muench E. & Winker M. 2011. Technology Review of Constructed Wetlands: Subsurface Flow Constructed Wetlands for Greywater and Domestic Wastewater Treatment. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ), Eschborn, Germany. Sustainable Sanitation – Ecosan Program; available at: <https://www.susana.org/en/knowledge-hub/resources-and-publications/library/details/930>.
- Kurniawan, S., Yuliwati, E., Ariyanto, E., Morsin, M., Sanudin, R. & Nafisah, S. 2021. Greywater treatment technologies for aquaculture safety. *Journal of King Saud University-Engineering Sciences* <https://doi.org/10.1016/j.jksues.2021.03.014>.
- Leto, C., Tuttolomondo, T., La Bella, S., Leone, R. & Licata, M. 2013. Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland–phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). *Ecological Engineering* 61, 282-291.

- Ley-21075 15-FEB-2018 MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS - Ley Chile - Biblioteca del Congreso Nacional. (n.d.). Retrieved October 5, 2022, from <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1115066&idParte=9886827&idVersion=2018-02-15>.
- 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>.
- López, D., Sepúlveda, M., Vidal, G. 2016. *Phragmites australis* and *Schoenoplectus californicus* in constructed wetlands: Development and nutrient uptake. *Journal Soil Science and Plant Nutrition* 16(3),763-777.
- Maimon, A., & Gross, A. 2018. Greywater: Limitations and perspective. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 2, 1-6. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.11.005>.
- Marín-Muñoz, J. L., Hernández, M. E., Gallegos-Pérez, M. P. & Amaya-Tejeda, S. I. 2020. Plant growth and pollutant removal from wastewater in domiciliary constructed wetland microcosms with monoculture and polyculture of tropical ornamental plants. *Ecological Engineering*, 147, 105658. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105658>.
- Norton-Brandão, D., Scherrenberg, S. M. & van Lier, J. B. 2013. Reclamation of used urban waters for irrigation purposes—a review of treatment technologies. *Journal of Environmental Management* 122, 85-98.
- Platzer, C., Senf, C., Hoffmann, H., Cardia, W. & Costa, R. H. 2007. Dimensionamento de Wetland de Fluxo Vertical Com Nitrificação: adaptação de modelo europeu para as condições climáticas do Brasil. In: *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental*, Vol. 24, 10p. [https://www.susana.org/\\_resources/documents/default/2-944-es-wetland-de-fluxo-vertical-2007.pdf](https://www.susana.org/_resources/documents/default/2-944-es-wetland-de-fluxo-vertical-2007.pdf).
- Quispe, J. B., Campos, L. C., Mašek, O. & Bogush, A. 2022. Use of biochar-based column filtration systems for greywater treatment: A systematic literature review. *Journal of Water Process Engineering* 48, 102908. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102908>.
- Ramprasad, C. & Philip, L. 2016. Surfactants and personal care products removal in pilot scale horizontal and vertical flow constructed wetlands while treating greywater. *Chemical Engineering Journal* 284, 458-468. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.08.092>.
- Rodríguez, R., Marticorena, C., Alarcón, D., Baeza, C., Cavieres, L., Finot, V. L., Fuentes, N., Kiessling, A., Mihoc, M., Pauchard, A., Ruiz, E., Sanchez, P. & Marticorena, A. 2018. Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana. Botánica* 75(1), 1-430. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432018000100001>.
- Santos, V. B., Machado, B. S., Atalla, A., Cavalheri, P. S. & Magalhães Filho, F. J. 2020. Microbiological evaluation of constructed wetlands and solar disinfection in wastewater treatment and reuse. *Journal of Water and Health* 18(6), 1146-1153. <https://doi.org/10.2166/wh.2020.301>.

- Shaikh, I. N. & Ahammed, M. M. 2020. Quantity and quality characteristics of greywater: a review. *Journal of Environmental Management* 261, 110266. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110266>.
- Shukla, R. & Ahammad, S. Z. 2022. Performance evaluation and microbial community structure of a modified trickling filter and conventional activated sludge process in treating urban sewage. *Science of The Total Environment* 853, 158331. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158331>.
- Shruthi, R. & Shivashankara, G. P. 2022. Investigation on the performance evaluation of vertical subsurface flow constructed wetland for the treatment of rural wastewater. *Water Science and Technology* 85(1), 16-26. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.507>.
- Soti, A., Kulshreshtha, N. M., Singh, S., Samaria, A., Brighu, U., Dontireddy, G., Banda, S. & Gupta, A. B. 2024. High rates of nitrogen removal in aerated VFCWs treating sewage through CNS cycle. *Bioresource Technology* 399, 130620. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.130620>.
- Takman, M., Paul, C. J., Davidsson, Å., Jinbäck, M., Blomqvist, S. & Cimbritz, M. 2024. MBR and GAC filtration followed by UV disinfection—implications for wastewater reuse at full scale. *Water Reuse* 14(2), 226-239. <https://doi.org/10.2166/wrd.2024.009>.
- Tanner, Ch.C., Sukias, J.P.S., Headley, T.R., Yates, Ch., Stott, R. 2012. Constructed wetlands and denitrifying bioreactors for on-site and decentralised wastewater treatment: Comparison of five alternative configurations. *Ecological Engineering* 42, 112-123. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.01.022>
- Zapata-Morales, A. L., Vega-Rodríguez, S., Alfaro-De la Torre, M. C., Hernández-Morales, A., Leyva-Ramos, S. & Soria-Guerra, R. E. 2023. Efficiency of cattail to remove a mixture of pharmaceuticals in a constructed wetland. *Journal of the Mexican Chemical Society* 67(1), 1-11. <https://doi.org/10.29356/jmcs.v67i1.1848>.



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

# CARTILLAS TÉCNICAS CRHIAM 2026

