

Evaluación del desempeño de membranas de ultrafiltración y tratamientos complementarios a escala de laboratorio para la reutilización de aguas grises claras en el contexto del Área Metropolitana de Bucaramanga

Karol Daniela Galvis Niño y Juan Sebastian Rincón García

Trabajo de Grado para Optar al Título de Ingeniero Químico e Ingeniero Civil

Director

Edgar Ricardo Oviedo Ocaña

PhD. Ingeniería Sanitaria y Ambiental

Codirectora

Daniela Cristina Rey Romero

MSc. Planificación y desarrollo de recursos hidráulicos

Codirectora

Jessica Patricia Burgos Arias

Ingeniería Civil

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ingenierías Físicoquímicas y Facultad de Ingenierías Físicomecánicas

Escuela de Ingeniería química y Escuela de Ingeniería Civil

Bucaramanga

2023

Dedicatoria

Agradezco principalmente a mis padres y hermana, por ser el pilar de mi vida y quiénes me han brindado todo su amor y apoyo incondicional en cada paso.

A Fernando Estupiñan, mi compañero de vida y mejor amigo, quién con su amor me impulsa día a día a conseguir lo que me propongo.

A la Universidad Industrial de Santander, a mis profesores, directores y compañero de proyecto, quienes han sido mi guía y parte fundamental de mi proceso de aprendizaje y crecimiento como profesional.

Karol Daniela Galvis Niño

Tabla de Contenido

	Pág.
Introducción	10
1. Objetivos.....	13
1.1 Objetivo General.....	13
1.2 Objetivos Específicos.....	13
2. Marco teórico	14
2.1 Aguas Grises	14
2.1.1 Aguas Grises Claras (AGC).....	14
2.2 Tratamiento de AGC mediante membranas de ultrafiltración (MUF).....	15
2.2.1 Sedimentación y trampa de grasas	17
3. Estado del arte.....	17
3.1 Investigación a nivel nacional.....	17
3.1.1 Investigaciones destacadas realizadas por el GPH	18
4. Metodología	18
4.1 Descripción y montaje del tren de tratamiento	19
4.1.1 Estructura metálica y componentes adicionales	19
4.1.2 Etapa de sedimentación y trampa de grasas.....	20
4.1.3 Etapa de filtración mediante MUF.....	21
4.2 Pruebas preliminares de flujo.....	23
4.2.1 Condiciones de operación	24
4.3 Recolección, transporte y análisis del AGC para evaluar el prototipo	25
4.3.1 Recolección del AGC para operar el prototipo.....	25

4.3.2 Transporte del AGC para operar el prototipo	26
4.3.3 Análisis fisicoquímico de la calidad del agua.....	26
4.4 Actividades de mantenimiento.....	27
4.5 Usos potenciales de las AGCT	27
4.6 Análisis de datos	28
5. Resultados y discusión.....	29
5.1 Caracterización fisicoquímica de las AGCC	29
5.2 Desempeño del prototipo a escala de laboratorio	33
5.3 Usos potenciales de las AGCT	38
5.3.1 Revisión de normativas de reúso de AGC	38
5.3.2 Identificación de los reúsos potenciales del AGCT mediante el prototipo.....	41
6. Conclusiones	44
Referencias Bibliográficas	47

Lista de Tablas

	Pág.
Tabla 1 <i>Especificaciones técnicas de la MUF CUBE Mini FM 045</i>	23
Tabla 2 <i>Análisis Fisicoquímico de la calidad del agua</i>	26
Tabla 3 <i>Caracterización fisicoquímica de las AGCC del presente estudio y en la literatura</i>	30
Tabla 4 <i>Resumen de las pruebas estadísticas aplicadas para evaluar el desempeño del tren de tratamiento</i>	35
Tabla 5 <i>Reúsos permitidos para el AGCT según las normativas</i>	42

Lista de Figuras

	Pág.
Figura 1 <i>Etapas del tren de tratamiento</i>	19
Figura 2 <i>Estructuras metálicas para ensamblaje del tren de tratamiento</i>	20
Figura 3 <i>Montaje del STG</i>	21
Figura 4 <i>Instalación de MUF en configuración de dos baldes</i>	22
Figura 5 <i>MUF CUBE Mini FM 045 con accesorio</i>	22
Figura 6 <i>Condiciones de operación del prototipo</i>	24
Figura 7 <i>Mapa de calor de la matriz de correlaciones y significancias de Pearson</i>	32
Figura 8 <i>Comparación visual de las muestras de AGC</i>	33
Figura 9 <i>Desempeño del prototipo a escala de laboratorio para los parámetros de calidad del AGC</i>	34
Figura 10 <i>Distribución de reúsos permitidos en las normativas, agrupados de acuerdo con el continente y la condición de desarrollo (n=105)</i>	38
Figura 11 <i>Reúsos permitidos más reportados en las normativas, agrupados por categoría</i>	40
Figura 12 <i>Trenes de tratamiento propuestos para futuras investigaciones</i>	44

Lista de Apéndices

Los apéndices están adjuntos y puede visualizarlos en la base de datos de la biblioteca UIS

Apéndice A. Antecedentes en investigaciones realizadas por el GPH.

Apéndice B. Manual de instalación, operación y mantenimiento de un prototipo a escala de laboratorio, para el tratamiento de agua gris clara (AGC) producida a nivel residencial en una vivienda unifamiliar.

Apéndice C. Esquema y diagrama descriptivo de la metodología empleada en este estudio.

Apéndice D. Correlación de Pearson para las muestras de AGCC y contraste de normalidad de Shapiro-Wilk para las muestras de AGCC, AGCESTG y AGCT.

Apéndice E. ANOVA MR para pH.

Apéndice F. ANOVA MR para CE.

Apéndice G. ANOVA MR para turbidez.

Apéndice H. Prueba t muestras relacionadas para SST.

Apéndice I. ANOVA MR para DQO.

Apéndice J. Prueba t muestras relacionadas para DBO₅.

Apéndice K. Figuras y tablas de la revisión de normativas para el reúso de AGCT.

Resumen

Título: Evaluación del desempeño de membranas de ultrafiltración y tratamientos complementarios a escala de laboratorio para la reutilización de aguas grises claras en el contexto del Área Metropolitana de Bucaramanga *

Autor: Karol Daniela Galvis Niño **, Juan Sebastián Rincón García **

Palabras Clave: Aguas grises claras, tecnologías de tratamiento, membranas de ultrafiltración, reúso, normativas.

Descripción: El reúso de aguas grises claras (AGC) es una alternativa que puede contribuir al abastecimiento de agua a nivel residencial como respuesta a la afectación y escasez de fuentes hídricas. Sin embargo, se ha evidenciado la falta de información y normatividad referente al tratamiento y uso final de las AGC en el entorno urbano, especialmente para escenarios a nivel nacional y de América Latina y el Caribe (ALC). Esta investigación evaluó el desempeño de una membrana de ultrafiltración (MUF) y tratamientos complementarios para tratar AGC a escala de laboratorio con fines de reúso a nivel residencial en el contexto del Área metropolitana de Bucaramanga (AMB), en Colombia. El tren de tratamiento comprendía una etapa de sedimentación y trampa de grasas, y una etapa de filtración llevada a cabo mediante una MUF. Se elaboró un manual de instalación, operación y mantenimiento del prototipo empleado. Se evaluaron seis parámetros de calidad del agua: pH, conductividad eléctrica (CE), turbidez, sólidos suspendidos totales (SST), demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅). Los resultados mostraron una alta contaminación en el AGC cruda, especialmente en turbidez, SST, DQO y DBO₅, pero el AGC tratada (AGCT) presentó un desempeño destacable, con valores promedio de remoción de 99.81%, 98.25%, 76.22% y 76.65%, respectivamente. Se realizó una revisión de normativas que regulan los usos potenciales del AGCT aplicables a nivel residencial, destacando: la falta de presencia de regulaciones en países en desarrollo; que la categoría de reúso con mayores usos potenciales reportados es la categoría de riego; y, que el AGCT cumplió con estándares internacionales para cuatro usos principales, como descarga de inodoros, riego de jardines, lavado de ropa y lavado de vehículos. Finalmente, se propusieron dos trenes de tratamiento con el fin de mejorar la remoción de materia orgánica.

* Trabajo de Grado

** Facultad de Ingenierías Físicoquímicas e Ingenierías Fisicomecánicas. Escuela de Ingeniería Química y Escuela de Ingeniería Civil. Director: Edgar Ricardo Oviedo Ocaña, PhD. Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Codirector: Daniela Cristina Rey Romero, MSc. Planificación y desarrollo de recursos hidráulicos. Codirectora; Jessica Patricia Burgos Arias, Ingeniería Civil.

Abstract

Title: Evaluation of the performance of ultrafiltration membranes and complementary treatments at laboratory scale for the reuse of clear gray water in the context of the Bucaramanga Metropolitan Area*

Author(s): Karol Daniela Galvis Niño **, Juan Sebastián Rincón García **

Key Words: light grey water; treatment technologies; ultrafiltration membranes; reuse; regulations.

Description: The reuse of light grey water (LGW) is an alternative that can contribute to residential water supply as a response to the scarcity of water sources. However, there is a lack of information and regulations regarding the treatment and final use of WGA in the urban environment, especially for scenarios at the national level and in Latin America and the Caribbean (LAC). This research evaluated the performance of an ultrafiltration membrane (UF) and complementary treatments to treat LGW at laboratory scale for residential reuse in the context of the Metropolitan Area of Bucaramanga (AMB), Colombia. The treatment train comprised a sedimentation and grease trap stage, and a filtration stage carried out by a MUF. An installation, operation and maintenance manual for the prototype was developed. Six water quality parameters were evaluated: pH, electrical conductivity (EC), turbidity, total suspended solids (TSS), chemical oxygen demand (COD) and biochemical oxygen demand (BOD₅). The results showed high contamination in the raw LGW, especially in turbidity, TSS, COD and BOD₅, but the treated LGW (TLGW) presented an outstanding performance, with average removal values of 99.81%, 98.25%, 76.22% and 76.65%, respectively. A review of regulations governing the potential uses of TLGW applicable at the residential level was carried out, highlighting: the lack of regulations in developing countries; that the reuse category with the highest reported potential uses is irrigation; and that TLGW met international standards for four main uses, such as toilet flushing, garden irrigation, clothes washing, and vehicle washing. Finally, two treatment trains were proposed to improve organic matter removal.

* Degree Work

**Faculty of Physico-Quemical and Physico-Mechanical Engineering. School of Quemical and Civil Engineering. Director: Edgar Ricardo Oviedo Ocaña, PhD. Sanitary and Environmental Engineering. Co-director: Daniela Cristina Rey Romero, MSc. Planning and Development of Hydraulic Resources; Jessica Patricia Burgos Arias, Civil Engineering.

Introducción

El agua es un recurso necesario para la salud humana y la integridad del medio ambiente (Filali et al., 2022); a pesar de ello, cerca de tres mil millones de personas en el mundo presentan condiciones de estrés hídrico (Hoekstra et al., 2012; ONU, 2014). En el contexto nacional, el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) proyecta que, en el año 2025, el 69% de los colombianos podrían estar en riesgo alto de desabastecimiento en condiciones hidrológicas secas (Leyva et al., 2020). Así mismo, para el contexto del Área Metropolitana de Bucaramanga (AMB) se evidenció un índice de vulnerabilidad al desabastecimiento medio para una de las fuentes de abastecimiento del territorio, la cual podría presentar riesgo de escasez de agua en condiciones de demanda futura (Anteliz y Marín, 2022).

Debido a la escasez del recurso hídrico, es necesario utilizar fuentes alternativas de abastecimiento, tales como pozos de bajo rendimiento y manantiales; agua lluvia (AL); escorrentía urbana; aguas residuales (AR); entre otros (UNESCO, 2016). El aprovechamiento de las AR, especialmente las aguas grises claras (AGC) que provienen del uso de bañeras, duchas y lavamanos (Alsulaili & Hamoda, 2015), es una alternativa potencial que puede contribuir al abastecimiento de agua a nivel residencial, debido a su producción constante a lo largo del día y menor carga contaminante comparada con las demás aguas residuales domésticas (ARD) (i.e., las producidas en sanitarios, fregaderos de cocinas, lavandería, entre otros) (Boyjoo et al., 2013; Li et al., 2009).

Los procesos de tratamiento mencionados anteriormente pueden ser físicos, químicos, biológicos o mixtos. En la literatura se ha demostrado que combinar diferentes tecnologías de tratamiento proporciona mayor rendimiento respecto a la calidad del agua tratada (Filali et al.,

2022). Por ello, es importante evaluar tecnologías de tratamiento (TdT) para analizar las condiciones técnicas, operativas y de mantenimiento de los sistemas.

En el ámbito internacional, el 70% de las investigaciones relacionadas con el uso final de las ARD utilizadas en el entorno urbano han sido realizadas por países desarrollados, mientras que tan solo el 30% se han llevado a cabo en países en desarrollo (Roshan & Kumar, 2020), a su vez, en el estudio realizado por Pinto et al. (2021) se evidencia la poca presencia de estudios tanto a nivel nacional como en el contexto de América Latina y el Caribe (ALC); sin embargo, se proyecta que, en los próximos años, los países en desarrollo sean protagonistas de futuras investigaciones enfocadas al reúso y aprovechamiento de AGC para afrontar la escasez del recurso hídrico (Pinto et al., 2021).

Así mismo, debido al creciente interés en el aprovechamiento de las AG alrededor del mundo, se han planteado normativas específicas para su reúso a nivel residencial. A pesar de ello, actualmente en Colombia no existe una normativa que regule los parámetros de calidad de las AG tratadas para su reúso a nivel residencial, esto se debe a que la normativa vigente (Resolución 2115, 2007) está dirigida únicamente hacia la calidad y características que requiere el agua potable. También se tiene en cuenta la Resolución 1256 (2021), la cual reglamenta el uso de las AR, orientada especialmente en un contexto agrícola e industrial. Por esta razón, es necesario consultar normativas internacionales que permitan identificar los retos del tratamiento para el reúso de las AGC en el contexto de estudio.

Por lo mencionado hasta el momento, y con el fin de evaluar dichas TdT e identificar posibles reúsos de estas fuentes alternativas de abastecimiento en el contexto del AMB, en el marco del Grupo de Investigación en Recursos Hídricos y Saneamiento Ambiental (GPH) de la Universidad Industrial de Santander (UIS), se han venido desarrollando diversas investigaciones

con la participación de estudiantes tanto de posgrado como de pregrado (Apéndice A). Como producto de estas, Álvarez y Bonilla (2020), determinaron la producción de AGC en una vivienda unifamiliar de estrato socioeconómico tres (3) en el contexto geográfico del AMB y propusieron dos alternativas tecnológicas para tratar las AGC. Ambas alternativas cuentan con una etapa de sedimentación; seguida de una etapa de filtración llevada a cabo mediante un filtro lento de arena (FLA) y una MUF, para el primer y segundo prototipo de tren de tratamiento respectivamente; para finalizar ambos trenes incluyen desinfección por cloro y posterior reúso en la vivienda. La presente investigación está basada en modificaciones a los diseños del estudio realizado por Álvarez y Bonilla (2020), sin considerar la etapa de desinfección; las modificaciones fueron realizadas por Burgos, autora del proyecto de maestría (Burgos, 2024) al cual está vinculada esta investigación.

Con este proyecto de grado se evaluó el desempeño del tratamiento de AGC mediante MUF y tratamientos complementarios a escala de laboratorio con fines de su aprovechamiento en el contexto del AMB. Del mismo modo, se contribuyó al vacío de producción científica y aplicación de tecnologías enfocadas al tratamiento y reúso de AGC en el AMB. Para tal efecto, inicialmente se determinaron las condiciones adecuadas para la instalación, operación y mantenimiento de un tren de tratamiento de AGC a escala de laboratorio, y seguidamente, se identificaron los usos potenciales del AGC tratada aplicables en entorno urbano. Este proyecto se articula al marco de Desarrollo Sostenible planteado por la Organización de las Naciones Unidas (ONU) para el año 2030, a través de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) 6 y 11, “agua limpia y saneamiento” y “ciudades y comunidades sostenibles”, respectivamente (ONU, 2014). Además, suministra información técnica clave para posicionar este tipo de opciones de tratamiento de AGC en el contexto urbano municipal y nacional.

1. Objetivos

1.1 Objetivo General

Evaluar el desempeño de membranas de ultrafiltración (MUF) y tratamientos complementarios a escala de laboratorio para la reutilización de aguas grises claras (AGC) en el contexto del Área Metropolitana de Bucaramanga.

1.2 Objetivos Específicos

Determinar las condiciones adecuadas para la instalación, operación y mantenimiento de un tren de tratamiento de AGC a escala de laboratorio.

Identificar los usos potenciales del AGC tratada mediante MUF y tratamientos complementarios.

2. Marco teórico

2.1 Aguas Grises

El término de agua gris (AG) fue aplicado desde los años setenta y corresponde a las ARD provenientes de actividades tales como la lavandería, lavado de platos y uso del baño, excluyendo las aguas provenientes de sanitarios (Arika et al., 1977; Hall et al., 1974; Hypes et al., 1975). Las AG se dividen en AGC y AG oscuras (AGO); las primeras provienen de duchas, bañeras y lavamanos, y generalmente presentan menor contaminación respecto a las AGO, las cuales provienen del uso de lavavajillas, lavandería y fregaderos (Alsulaili & Hamoda, 2015).

2.1.1 Aguas Grises Claras (AGC)

Debido a su origen, las AGC se componen principalmente de champú, jabón, pasta de dientes, pelo, piel, grasas del cuerpo y productos de limpieza. Las AGC presentan variabilidad en función de cantidad de usuarios, hábitos de aseo, productos de limpieza utilizados en actividades de cuidado personal y condiciones demográficas de la población (Edwin et al., 2014; Jamrah & Ayyash, 2008). Adicionalmente, las características de las AGC varían a lo largo del tiempo debido a la degradación de materia orgánica y cambio de composición química (Tal et al., 2011), por lo que conviene que su reúso se efectúe entre el umbral de las primeras 24 a 48 horas a partir de su producción (Ramos et al., 2018). Las características fisicoquímicas y microbiológicas de las AGC se representan a través de parámetros tales como turbidez, sólidos suspendidos totales (SST), conductividad eléctrica (CE), pH, alcalinidad, demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), demanda química de oxígeno (DQO), *Escherichia coli*, coliformes fecales (CF), entre otros (Thompson et al., 2017).

El AGCT podría ser aprovechada en diferentes usos que varían con relación a la calidad del efluente tratado, la normativa de reúso, el nivel de contacto con el usuario, entre otros (Filali et al., 2022; Leiva et al., 2021). A partir de los estudios llevados a cabo por Eriksson et al. (2002) e Ilemobade et al. (2013), se identificó la descarga de inodoros como el uso principal a nivel residencial de las AG tratadas debido a la baja concentración contaminante respecto a otras ARD y a la similitud en volumen producido y demandado. En el contexto del AMB, se ha observado mayor aceptación por parte de la comunidad a reutilizar las AG para esta actividad, dado el menor grado de exposición del usuario en comparación con otros usos (Domínguez et al., 2017; Oviedo-Ocaña et al., 2018).

Algunas de las mayores limitaciones para desarrollar investigaciones a escala de laboratorio, y promover el tratamiento y reúso de las AGC se encuentran relacionadas con la adquisición de una muestra representativa que sea homogénea durante el tratamiento en el laboratorio (Abela et al., 2021; Thompson et al., 2017). Esto es debido a la falta de estructuras de separación de la fuente (Yu et al., 2013), dificultades para su almacenamiento a largo plazo (Tal et al., 2011), variabilidad de composición de las AGC reales (Thompson et al., 2017), entre otros.

2.2 Tratamiento de AGC mediante membranas de ultrafiltración (MUF)

Las MUF son una tecnología que consiste en la separación física de los sólidos en suspensión y contaminantes presentes en el agua con tamaños aproximados de 30-50 a 1000 Å (0.003-0.005 a 0.1 µm), mediante una barrera de filtración (European Commission, 2010; Koyuncu et al., 2015). Estos contaminantes removidos pueden ser tanto sólidos suspendidos, como algunas macromoléculas (por ejemplo, coloides, proteínas, polisacáridos), la mayoría de las bacterias, y algunos virus (Fane, 2011; Muñoz, 2010). Las MUF son convenientes respecto a otras TdT debido al: menor requerimiento de energía y espacio, mayor rendimiento en la remoción de contaminantes

a menor costo, y a que los materiales y las propiedades características de las membranas son ajustables y generalmente no requieren la adición de químicos y aditivos (European Commission, 2010; Ortiz, 2021; Oschmann et al., 2005).

Al ser parte de los procesos de tratamiento físicos, se recomienda acompañar a las MUF con otras tecnologías con el objetivo de cumplir estándares de remoción, mejorar la calidad del efluente tratado y mantener la vida útil de la membrana (Filali et al., 2022). Por lo anterior, la recomendación principal es añadir una etapa de prefiltración o sedimentación previa a la membrana con el fin de disminuir los efectos de colmatación, ya que este es el fenómeno más perjudicial para su óptimo funcionamiento (Solís et al., 2017). Así mismo, se recomienda un tratamiento posterior como la desinfección, realizado generalmente con cloro o luz ultravioleta (UV) (Filali et al., 2022; Friedler & Gilboa, 2010). Sin embargo, se puede combinar, complementar o reemplazar con otros sistemas según sea la necesidad del tratamiento en particular.

En la investigación realizada por Koyuncu et al. (2015), se menciona la relación entre las características de las MUF con sus materiales de elaboración. Las membranas más comunes son las poliméricas debido a su bajo costo respecto a las cerámicas, facilidad de adaptación y la presencia de algunas resistencias químicas y térmicas. Por otra parte, las membranas cerámicas presentan mejores características que las poliméricas ya que cuentan con mejor distribución de poros, mayor porosidad, mejores características químicas, mecánicas y de separación y mayor vida útil debido a su resistencia.

Respecto a condiciones de operación y mantenimiento, se deben realizar pruebas de flujo para establecer parámetros como carga hidráulica superficial, temperatura óptima de operación, tiempos de retención hidráulica, presión de operación y tasa de flujo (Banerjee et al., 2021). Con el fin de mantener la membrana en condiciones ideales para su funcionamiento, se recomienda

añadir algún proceso de limpieza de la membrana como por ejemplo el proceso de retro lavado, el cual consiste en expulsar una corriente de flujo de agua en sentido inverso para retirar la capa de sólidos acumulados en las MUF.

Es importante mencionar que algunas investigaciones nacionales e internacionales plantean que algunos de los posibles tratamientos para el AGC bajo enfoques de sistemas descentralizados son llevados a cabo mediante membranas de ultrafiltración (MUF) (ortizvides et al., 2016; Ortiz, 2021).

2.2.1 Sedimentación y trampa de grasas

La sedimentación es el proceso más antiguo y comúnmente utilizado de tratamiento de aguas (Goula et al., 2008). Es una tecnología que permite eliminar sólidos en suspensión debido al asentamiento generado por la gravedad, el cual ocurre a causa de la baja velocidad del fluido dentro del sedimentador (Barabé et al., 2020). Así mismo, con el fin de disminuir la carga contaminante generada por materia grasa separable, son llevados a cabo procesos de trampa de grasas [58].

3. Estado del arte

3.1 Investigación a nivel nacional

Teniendo en cuenta los avances de esta tecnología a nivel nacional, se menciona la investigación de Benavides et al. (2016), donde se desarrolló un prototipo compuesto por diferentes etapas tales como captación, almacenamiento primario, tratamiento químico, filtración mediante MUF y almacenamiento de agua de servicio. Como resultado de este estudio se obtuvo una calidad de efluente con: turbidez, 1.48 NTU (Unidad Nefelométrica de Turbidez, por sus siglas

en ingles); sólidos en suspensión, 8.2 mg/L, y; Escherichia coli, 0 UFC (Unidades Formadoras de Colonias); los cuales evidenciaron contar con la calidad suficiente para implementación en los reúsos urbanos establecidas en el Real Decreto Español 1620/200 (2007).

3.1.1 Investigaciones destacadas realizadas por el GPH

Con el fin de evaluar las TdT e identificar posibles reúsos de las fuentes alternativas de abastecimiento en el contexto del AMB, en el marco del Grupo de Investigación en Recursos Hídricos y Saneamiento Ambiental (GPH) de la Universidad Industrial de Santander (UIS), se han venido desarrollando diversas investigaciones con la participación de estudiantes tanto de posgrado como de pregrado (Apéndice A). En dichas investigaciones se han identificado, propuesto, diseñado y evaluado sistemas de tratamiento para el reúso de AGC y ALI en diferentes contextos socioeconómicos tales como estratos bajos, medios y altos, residencias unifamiliares o edificios (Álvarez y Bonilla, 2020; Avellaneda y Salcedo, 2019; González y Quintero, 2021; Guerrero, 2017; León y Muñoz, 2022; Mendoza y Rincón, 2016; Monroy y Zambrano, 2018; Rivera y Zaraza, 2015). Del mismo modo, se ha estudiado la aceptación por parte de la comunidad a reutilizar estas fuentes alternativas de abastecimiento (Domínguez et al., 2017; Oviedo-Ocaña et al., 2018); así como investigaciones en las que se estudiaron y analizaron los hábitos de uso de la población de un barrio del AMB y se determinó la calidad de las AGC para una vivienda (Burgos, 2024; Fernández, 2023).

4. Metodología

En este apartado se presenta la metodología llevada a cabo para el adecuado desarrollo de la investigación. Se cuenta con seis subsecciones correspondientes a: “Descripción y montaje del

tren de tratamiento”, “Pruebas de flujo”, “Recolección y transporte del AGC para operar el prototipo”, “Actividades de mantenimiento”, “Usos potenciales del AGCT” y “Análisis de datos”. Las cuatro primeras subsecciones se encuentran detalladas a mayor profundidad en el Apéndice B, correspondiente al “Manual de instalación, operación y mantenimiento de un prototipo a escala de laboratorio, para el tratamiento de agua gris clara (AGC) producida a nivel residencial en una vivienda unifamiliar”. Adicionalmente, en el Apéndice C se presenta un esquema y un diagrama de flujo que permite comprender la metodología que se llevó a cabo en esta investigación.

4.1 Descripción y montaje del tren de tratamiento

El prototipo de tren de tratamiento se instaló en el laboratorio de investigación del grupo GPH de la UIS y contó con dos etapas: “sedimentación y trampa de grasas” y “filtración mediante MUF”. En la Figura 1 se observa el esquema de las etapas del tren de tratamiento.

Figura 1

Etapas del tren de tratamiento



Nota. AGCESTG: AGC efluente de la etapa de sedimentación y trampa de grasas

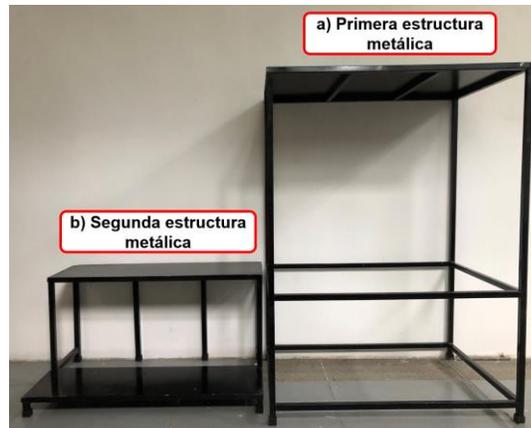
4.1.1 Estructura metálica y componentes adicionales

Con el objetivo de facilitar el montaje del prototipo a escala de laboratorio y que el sistema funcione por acción de la gravedad, se adaptaron dos estructuras metálicas (ver Figura 2) ensambladas por conexiones soldadas de tubería cuadrada de 1 pulgada. En la primera estructura de dimensiones 1.01x1.40x0.71 m, se ubicó el sedimentador y trampa de grasas (STG, ver Figura 3); y en el nivel superior de la segunda estructura de dimensiones de 1.01x0.33x0.20 m, se ubicaron los baldes necesarios para llevar a cabo el proceso de filtración mediante MUF (ver Figura 4.b).

Así mismo, fue necesario añadir otros componentes adicionales tales como manguera plástica, bomba de agua, conexión tipo “Y”, abrazadera de metal, empaques y cinta de teflón, detallados en la Figura B.7.

Figura 2

Estructuras metálicas para ensamblaje del tren de tratamiento



4.1.2 Etapa de sedimentación y trampa de grasas

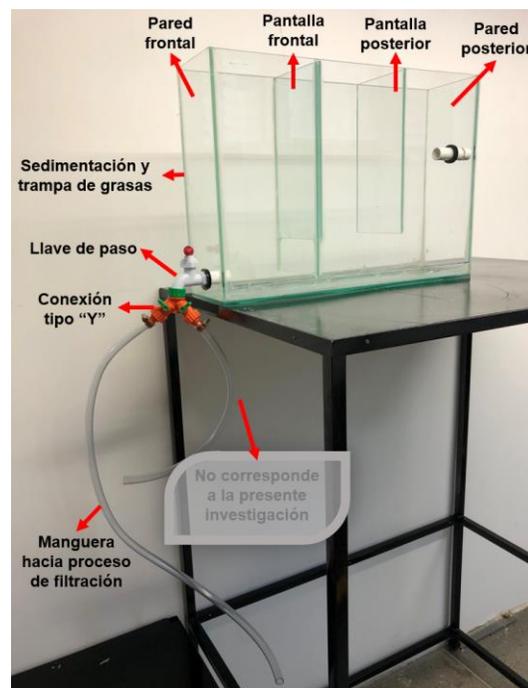
Esta etapa se llevó a cabo mediante un STG (ver Figura 3), el cual es un recipiente de vidrio de dimensiones 61x16x42 cm, con espesor de 2 mm. A su vez, con el objetivo de facilitar la remoción de partículas y ayudar a la remoción de grasas y aceites en las AGC estudiadas, se cuenta con dos pantallas del mismo material. La primera, de dimensiones 16x32 cm, está ubicada a 10 cm del fondo del STG y a 20 cm respecto a la pared posterior; la segunda, de dimensiones 16x39 cm, está ubicada a 3 cm del fondo y a 20 cm respecto a la pared frontal.

El STG se alimentó por medio de una manguera conectada a la bomba la cual suministra el afluente, ya sea agua potable (de la red de distribución domiciliaria) para las pruebas de flujo, o AGC cruda (AGCC) recolectada en la vivienda, requerida tanto para las pruebas de flujo como para las corridas del tren de tratamiento. Así mismo, se contó con un orificio de salida con un diámetro de $\frac{1}{2}$ pulgada centrado en la pared frontal del recipiente a una altura de 3 cm respecto al

fondo del STG, en el que se instaló una llave de paso de ½ pulgada con el fin de restringir la profundidad a partir de la cual se permita obtener el efluente del STG dejando espacio suficiente para la sedimentación de partículas. En la llave se conectó un accesorio tipo “Y” de ½ pulgada de PVC, donde se adaptó una manguera hasta el primer recipiente del proceso de filtración mediante MUF, y otra manguera más corta dirigida al proceso de filtración realizado a partir de un filtro lento de arena (FLA). Este último hace parte de la investigación realizada en paralelo a la cual está vinculada esta investigación, pero no pertenece a los alcances del presente documento.

Figura 3

Montaje del STG

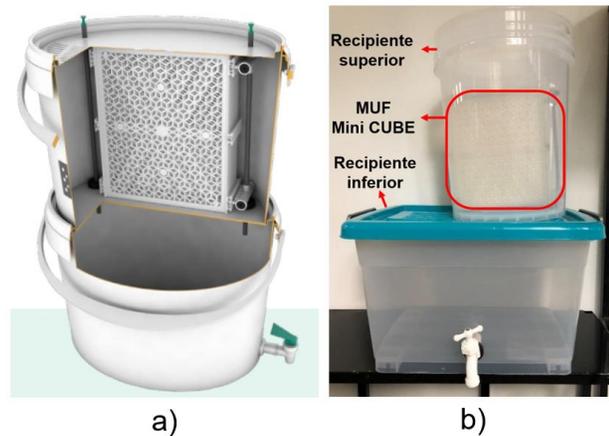


4.1.3 Etapa de filtración mediante MUF

Para la etapa de filtración se utilizó una MUF elaborada por la empresa Martin Membrane Systems, específicamente, una membrana del prototipo CUBE Mini FM 045, también conocida como “mini CUBE” y uno de sus accesorios (ver Figura 5). A continuación, en la Tabla 1 se presentan algunas de las características principales de dicha MUF.

Figura 4

Instalación de MUF en configuración de dos baldes



Nota. a) opción propuesta por Martin Membrane Systems, tomado de Martin Membrane Systems (2022); b) montaje realizado

Figura 5

MUF CUBE Mini FM 045 con accesorio



Las consideraciones para la instalación, operación y mantenimiento de la etapa de filtración mediante MUF, se basaron en las indicaciones de funcionamiento y en las recomendaciones brindadas por la empresa Martin Membrane Systems, siendo necesario realizar dos procesos previos a la implementación de la membrana en el tren de tratamiento, los cuales son la instalación y activación de la MUF.

Tabla 1*Especificaciones técnicas de la MUF CUBE Mini FM 045*

Características principales de la MUF	
Separación	Ultrafiltración
Tamaño de poro, nominal	35 nm aprox.
Tamaño de poro, máximo	0.1 μm
Área de la membrana	0.45 m ²
Espaciamiento entre los módulos	6 mm
Largo	250 mm
Ancho	75 mm
Alto	260 mm
Material	PES Type 2

Nota. Adaptado de Martin Membrane Systems (2023).

La instalación de la MUF se realizó utilizando la configuración de dos baldes conectados verticalmente (ver Figura 4), el montaje realizado contó con el recipiente superior (con un volumen de 18 L) en el que se ubicó la MUF para mantener contacto con el agua proveniente del STG de la etapa anterior; y el recipiente inferior (con un volumen de 40 L) encargado de recolectar el agua filtrada como efluente de la MUF.

Por su parte, el proceso de activación de la MUF (ver Figura B.13) se realizó con el fin de asegurar el flujo completo a través de la membrana. Así mismo, permitió limpiar la membrana, eliminando posibles contaminantes patógenos contenidos en ella. Con este propósito, se sumergió la MUF en una solución de hipoclorito de sodio (NaOCl) de 500 ppm, a 20°C durante 3 horas (Martin Membrane Systems, 2018).

4.2 Pruebas preliminares de flujo

Se realizaron pruebas de flujo con el fin de determinar las condiciones hidráulicas y de operación tales como tasas de flujo, tiempos de retención hidráulica y presiones de operación, las cuales son requeridas en cada etapa para operar de manera eficiente durante el proceso de tratamiento. Se verificó la ausencia de fisuras, fugas o fallas en el sistema. Así mismo, se realizaron

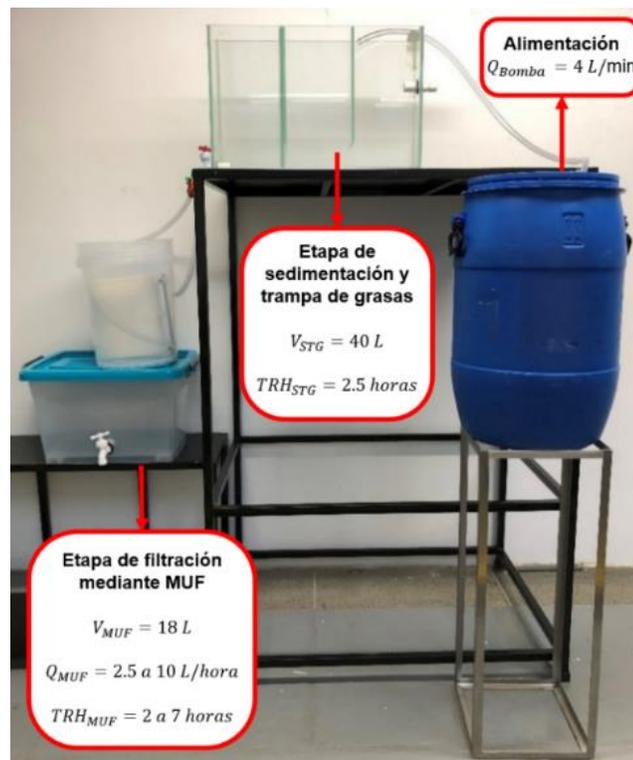
pruebas de estanqueidad, una prueba de funcionamiento de la MUF y desinfección del tren de tratamiento detallados en las secciones 3.4.1, 3.4.2 y 3.4.4 del Apéndice B, respectivamente. Cabe mencionar que la mayoría de las pruebas de flujo se realizaron con agua potable.

4.2.1 Condiciones de operación

En la Figura 6 se observan las condiciones de operación para el prototipo a escala de laboratorio, bajo flujo tipo corridas (batch).

Figura 6

Condiciones de operación del prototipo



- La bomba presentó una tasa de flujo aproximada de 4 L/hora, que permitió llenar el STG en 10 minutos.
- El STG cuenta con una capacidad aproximada de 40 L, obtenida al llenarlo hasta una altura de 41 cm respecto al fondo. El tiempo de retención hidráulica fue de 2.5 horas lo cual permitía asentar una parte de los sólidos en suspensión presentes en el AGCC a tratar.

- La MUF presentó tasas de flujo entre 2.5 y 10 L/hora aproximadamente (ver Figura B.17) correspondientes a tiempos de retención hidráulica de 2 a 7 horas aproximadamente (debido a los 18 L de volumen del recipiente superior de la MUF), que varían especialmente en relación con la presión de operación. En este caso, el fabricante de la MUF utilizada menciona que para trenes de tratamiento que operen bajo flujo continuo, se debe mantener la presión de operación entre el rango de 200 a 2000 mbar, correspondientes a 20 y 200 cm de columna de agua respectivamente (medida desde la lámina de agua hasta la parte superior de la membrana). En el caso de esta investigación, y según la recomendación de personal capacitado de Martin Membrane Systems, para operar la membrana bajo flujo tipo batch, se debía mantener una columna de agua de 5 cm durante los primeros minutos de la etapa.

4.3 Recolección, transporte y análisis del AGC para evaluar el prototipo

4.3.1 Recolección del AGC para operar el prototipo

Las muestras de AGC fueron obtenidas de dos duchas y dos lavamanos dentro de una vivienda del barrio “La Victoria” en la ciudad de Bucaramanga, Santander (Colombia); durante la franja horaria de 5:00 a.m. a 8:00 a.m. Esta franja horaria fue seleccionada a conveniencia con el fin de brindar tiempo suficiente tanto para la producción, recolección y transporte del AGC, así como para realizar la operación del tratamiento y determinar los parámetros de calidad del agua en el mismo día.

Debido a que la vivienda de estudio no contaba con algún sistema hidráulico que permitiera recolectar únicamente estos efluentes, fue necesario instalar recipientes de recolección del AGC en cada aparato sanitario, adecuando embudos y probetas de 1 L para los lavamanos (Figura B.18a y B.18b), y tinas de 60 L para las duchas (Figura B.18c). Así mismo, se dispuso un tanque de recolección general de AGCC (recipiente plástico de 200 L, Figura B.19), en el cual se generaron

las mezclas compuestas del AGC producida en el hogar, con las cuales se evaluó el desempeño del prototipo.

4.3.2 Transporte del AGC para operar el prototipo

En vista de que el sitio de producción del AGC era diferente al sitio donde se realizó el tratamiento, y a que se debían evaluar parámetros fisicoquímicos de la calidad del agua, fue necesario realizar un procedimiento que alterara lo menos posible al afluente. Para ello se bombearon 45 L de AGCC desde el tanque de recolección general, hasta el recipiente de transporte (recipiente plástico de 60 L, ver Figura B.20) que sería transportado mediante vehículo particular (con aire acondicionado) hasta el laboratorio de investigación del GPH de la UIS.

4.3.3 Análisis fisicoquímico de la calidad del agua

Tabla 2

Análisis Fisicoquímico de la calidad del agua

Parámetro	Unidad de medición	Protocolo de medición	Volumen requerido (mL)	Etapas de medición Recipiente de muestreo	Entidad encargada de la medición
pH	-	SM 4500-H+ B	200	C, ESTG, T	GPH
CE	μS/cm	SM 2510 B	200	C, ESTG, T	GPH
Turbidez	NTU	SM 2130 B	200	C, ESTG, T	GPH
SST	mg/L	SM 2540 D	1000	C, S	LEA
DQO	mgO ₂ /L	SM 5220 D	200	C, ESTG, T	LEA
DBO ₅	mgO ₂ /L	SM 5210 B	1000	C, S	LEA

Nota. SM: de sus siglas en inglés “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA-AWWA-WEF, 2017); C: muestra del AGCC; ESTG: Muestra del AGCESTG; T: muestra del AGCT; LEA: laboratorio externo acreditado, Siana Ltda. - laboratorio acreditado por el IDEAM, para toma de muestras y análisis Fisicoquímicos, microbiológicos e hidrobiológicos en aguas según Resolución 0833 del 2016, Extensión resolución 0144 del 2018.

En la Tabla 2 se presenta información sobre los seis parámetros seleccionados para evaluar el tren de tratamiento: pH, CE, turbidez, SST, DQO y DBO₅. Los análisis de estos parámetros se

realizaron de acuerdo con los protocolos de los Métodos Estándar para Análisis de Aguas y Aguas Residuales (APHA-AWWA-WEF, 2017). El pH, la CE y la turbidez fueron determinados en el laboratorio de investigación del GPH, los dos primeros a partir del equipo “Multiparámetro Mettler Toledo SevonGo Duo pH/Ion/Con meter SG78”, y la turbidez a partir del turbidímetro “HACH 2100Q”; mientras que los otros tres parámetros (SST, DQO y DBO₅) fueron analizados de acuerdo con los equipos del laboratorio externo acreditado (LEA).

4.4 Actividades de mantenimiento

Las actividades de mantenimiento tenían como propósito mantener el prototipo del tren de tratamiento en las mejores condiciones posibles, y con ello, prolongar la vida útil de los componentes y mejorar el desempeño en la remoción de contaminantes presentes en el agua. Adicionalmente, debido a que se debía evaluar experimentalmente la eficiencia del tren de tratamiento mediante corridas tipo batch, fue necesario brindar un adecuado mantenimiento al sistema para disminuir la posibilidad de que las condiciones del día anterior alteraran los resultados del día siguiente. Por tal motivo, se tuvieron en cuenta dos tipos de actividades de mantenimiento descritas detalladamente en la sección 5 del Apéndice B: las diarias, tales como lavado de recipientes de operación del prototipo, lavado de accesorios y elementos de laboratorio, actividades de mantenimiento diario de la MUF y preparación de los recipientes de muestreo; y las ocasionales, como mantenimiento ocasional de la bomba.

4.5 Usos potenciales de las AGCT

Se revisaron leyes y/o regulaciones enfocadas en normativas para reúso de AGCT para uso a nivel residencial, que establezcan estándares de los usos potenciales y los parámetros límite permitidos para reúso de AGC, o en su defecto normativas similares. Para ello, se tuvieron en cuenta normativas referenciadas en artículos enfocados al tratamiento y/o reúso de AGC y AG; en

la medida de lo posible, se buscó la fuente original de la normativa. Así mismo, se priorizaron las normativas propuestas por países de ALC, seguido de países en desarrollo o países desarrollados con normativas adecuadas. Se descartaron los reúsos de agricultura para productos comestibles debido al nivel de contacto que supone para los usuarios. Adicionalmente, se tuvieron en cuenta los usos reportados en encuestas realizadas en investigaciones llevadas a cabo por el GPH, que identificaron posibles usos de las AGCT en viviendas del AMB tales como las realizadas por Rivera y Zaraza (2015), Mendoza y Rincón (2016), Guerrero (2017), Monroy y Zambrano (2018) y Téllez (2019). Finalmente, se contrastaron los parámetros principales de los efluentes obtenidos en el montaje experimental respecto a la literatura seleccionada, se identificaron los usos potenciales del AGCT mediante este prototipo y se propusieron mejoras para el tren de tratamiento.

4.6 Análisis de datos

Con relación al análisis de datos del presente estudio se estimaron remociones de los parámetros de interés, se contrastaron dichos parámetros con lo reportado en literatura y se determinaron estadísticos de los parámetros de calidad del agua seleccionados para evaluar el tren de tratamiento, tales como la media, desviación estándar (*SD*, de sus siglas en inglés) y coeficiente de variación (*CV*).

Adicionalmente, de acuerdo con un análisis de datos exploratorio (*EDA*, por sus siglas en inglés) de la información presente en la Tabla 3 se observó una posible relación entre la turbidez, los SST y la DQO, debido a la forma como varían y a que los valores mínimos y máximos de estos parámetros corresponden a la segunda y tercera corrida respectivamente. Por tal motivo, en primer lugar, se realizó la prueba de contraste de normalidad de Shapiro-Wilk para cada parámetro (Apéndice D), con el propósito de comprobar si estos contaban con un comportamiento similar a

la distribución normal, con el fin de seleccionar la correlación más adecuada según la distribución de los datos.

Así mismo, para verificar si existen diferencias estadísticamente significativas entre las etapas de medición (AGCC, AGCESTG y AGCT) para cada uno de los seis parámetros, se realizaron las siguientes pruebas estadísticas: Anova de medidas repetidas (ANOVA MR) para pH, CE, turbidez y DQO); y, t-student para muestras relacionadas para los SST y la DBO₅. Para la prueba de ANOVA MR, en los casos en que no se cumplía el supuesto de esfericidad de Mauchly, se utilizó el índice corrector de épsilon de Greenhouse-Geisser, debido a que es el más conservador (con mayor valor de p) según los datos obtenidos en la presente investigación.

5. Resultados y discusión

5.1 Caracterización fisicoquímica de las AGCC

Se caracterizó el AGCC con el fin de tener un punto de referencia para evaluar el desempeño del prototipo a escala de laboratorio. Por ello, en la Tabla 3 se presentan los valores de los seis parámetros analizados y valores reportados en literatura. A partir de los CV se observó que los datos son homogéneos y, por tanto, la media es un estadístico representativo para el conjunto de datos. También se observó que los parámetros que mejor se asemejan a las revisiones de parámetros reportados en la literatura (Mohamed et al., 2014; Shaikh & Ahammed, 2022; Thompson et al., 2017) son el pH y la CE. El pH presentó valores en el rango de 7.47 a 7.67, lo que indica un pH neutro con una leve tendencia alcalina que podría facilitar la inclusión de otras tecnologías al tren de tratamiento. Por su parte, la CE presentó valores entre 180.57 y 193.00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ que se podrían considerar valores bajos respecto a las AGC reportadas en la literatura.

Tabla 3*Caracterización fisicoquímica de las AGCC del presente estudio y en la literatura*

Caracterización fisicoquímica de las AGCC del presente estudio						
Corrida	pH	CE ($\mu\text{S/cm}$)	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	DQO (mgO_2/L)	DBO₅ (mgO_2/L)
1	7.47	180.57	402.33	250.00	1034.00	430.00
2	7.49	187.08	298.67	176.00	906.00	441.00
3	7.57	190.03	470.00	276.00	1200.00	610.00
4	7.57	193.00	385.00	210.00	963.00	373.00
5	7.67	186.17	363.67	230.00	908.00	362.00
Media	7.55	187.37	383.93	228.40	1002.20	443.20
SD	0.08	4.65	62.10	38.14	122.27	99.40
CV	0.011	0.025	0.162	0.167	0.122	0.224
Caracterización fisicoquímica de las AGC reportados en la literatura						
Estudio	pH	CE ($\mu\text{S/cm}$)	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	DQO (mgO_2/L)	DBO₅ (mgO_2/L)
Thompson et al., 2017 ^a	7.47	653	38.8	58	184	-
Mohamed et al., 2017 ^b	6.40 – 8.10	82 – 250	-	7 – 207	100 – 633	44 – 300
Shaikh et al., 2022 ^c (D)	5.57 – 8.20	14 – 1544	51 – 549	-	25 – 903	8 – 673
Shaikh et al., 2022 ^c (L)	6.00 – 9.82	199 – 4342	3 – 164	-	47 – 1171	10 – 568
Fernández, 2023 ^d y Burgos, 2024 ^d	7.5 ± 0.05	-	223.9 ± 8.02	185.8	769.5 ± 11.9	342.1

Nota. ^aRevisión de literatura de caracterización de AGC; ^bRevisión de literatura de caracterización de AGC; ^cRevisión de literatura de caracterización de AGC en india; **D**: duchas; **L**: lavamanos; ^dCaracterización de AGC de la misma vivienda de estudio a finales del año 2022.

Los cuatro parámetros restantes presentaron los siguientes valores: turbidez de 383.93 ± 62.10 (NTU), SST de 228.40 ± 38.14 (mg/L), DQO de 1002.20 ± 122.27 (mgO_2/L) y DBO₅ de 443.20 ± 99.40 (mgO_2/L); lo que indica que el AGCC presenta una contaminación elevada respecto a caracterizaciones de AGC en estudios y revisiones a nivel internacional (Mohamed et al., 2014; Thompson et al., 2017). Pese a ello, los valores obtenidos se podrían ajustar a los rangos reportados en el estudio de Shaikh & Ahammed (2022), para una mezcla compuesta de AGC provenientes del uso de duchas y lavamanos en el contexto de la India.

Del mismo modo, para discutir los resultados de pH, turbidez, SST, DQO y DBO₅, es conveniente mencionar los estudios llevados a cabo por Fernández (2023) y Burgos (2024), en los

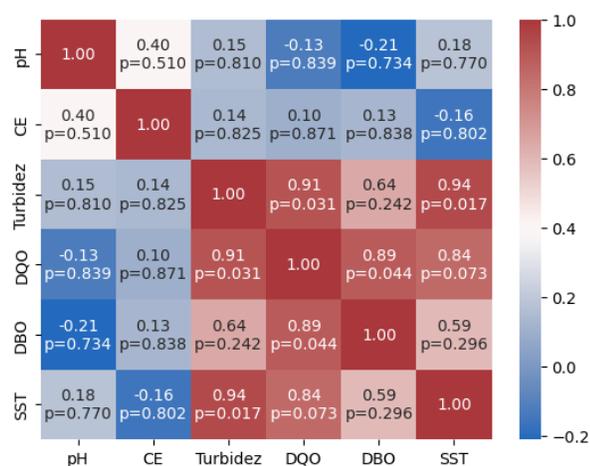
que se caracterizó el AGC de la misma vivienda de estudio durante una jornada de aforos y muestreos realizada siete meses antes del presente estudio. En esas investigaciones se obtuvieron los siguientes valores para los parámetros del AGC: pH de 7.5 ± 0.05 , turbidez de 223.9 ± 8.02 NTU, SST de 185.8 mg/L , DQO de $769.5 \pm 11.9 \text{ mgO}_2/\text{L}$ y DBO₅ de $342.1 \text{ mgO}_2/\text{L}$. A partir de ello se observó que el pH se mantuvo similar a los del presente estudio, mientras que para los otros parámetros se observó que la media de los valores aumentó un: 71% para la turbidez, 23% para los SST, y un 30% tanto para la DQO como para la DBO₅. Así mismo, al analizar las desviaciones estándar se observó que los valores de la presente investigación se encuentran más dispersos, y con ello, se demostró la variabilidad que se presenta en la composición de las AGC a pesar de provenir de la misma vivienda de estudio (i.e., mismas condiciones en cuanto a número de habitantes, productos de aseo personal utilizados, y las metodologías de recolección, muestreo y análisis). Adicionalmente, en el estudio de Fernández (2023) se mencionó que las variaciones de estos parámetros podrían estar asociados en gran parte a los residuos de los productos utilizados en los hábitos de limpieza durante el uso de las duchas y lavamanos. Se destaca el incremento que se presenta en la DQO y DBO₅ debido a los champús, acondicionadores de cabello y los productos de limpieza que contengan glicerina. Este planteamiento se podría extrapolar a los resultados obtenidos en la presente investigación.

De acuerdo con el índice de biodegradabilidad obtenido para el AGCC (0.442, según la relación DBO₅/DQO), el agua debería ser biodegradable por tratamiento biológico, debido a que su índice de biodegradabilidad es mayor a 0.400 (Khavari Kashani et al., 2023), esto podría deberse a los ingredientes de origen orgánico presentes en los productos de limpieza o partículas de piel, cabello, entre otros (Fernández, 2023).

Por otro lado, a partir de la prueba de contraste de normalidad de Shapiro-Wilk se observó un comportamiento de distribución normal (estadísticamente significativo para un α de 0.05) para los siguientes valores de p : 0.547 para el pH; 0.916 para la CE; 0.954 para la turbidez; 0.995 para los SST; 0.203 para la DQO; y, 0.142 para la DBO₅. Debido a la normalidad de los datos, se analizaron las correlaciones existentes entre cada parámetro mediante el método de correlación de Pearson (Apéndice D). En la Figura 7 se presenta un mapa de calor con la matriz de correlaciones y significancias de Pearson, a partir del cual se presentan correlaciones estadísticamente significativas (teniendo en cuenta un α de 0.05) entre: turbidez y SST, con una correlación de 0.94 y un valor de p de 0.017; turbidez y DQO, con una correlación de 0.91 y un valor de p de 0.031; y, entre DQO y DBO₅, con una correlación de 0.89 y un valor de p de 0.044. Estas correlaciones podrían ser utilizadas durante el proceso de operación en la vivienda para estimar la caracterización fisicoquímica de las AGCC a partir de parámetros de monitoreo más sencillos (por ejemplo, la turbidez).

Figura 7

Mapa de calor de la matriz de correlaciones y significancias de Pearson



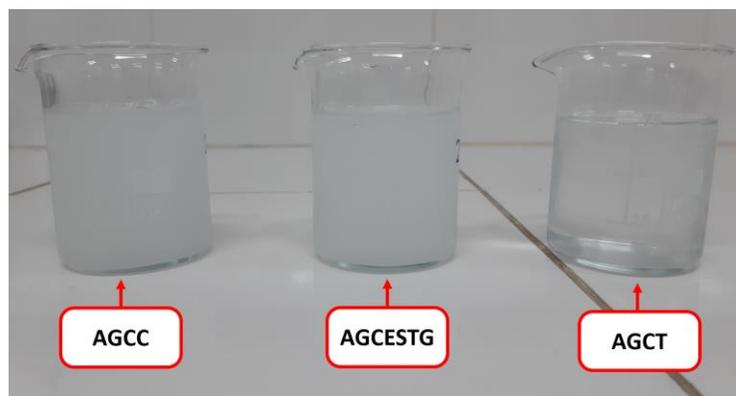
Nota. El valor superior corresponde a las correlaciones mientras el valor inferior (p) corresponde a la significancia.

5.2 Desempeño del prototipo a escala de laboratorio

En la Figura 8, se observa una comparación visual de las muestras de AGC en las tres etapas de medición. En la Figura 9, se presenta el desempeño del prototipo de tratamiento para los seis parámetros analizados. A partir de las pruebas estadísticas resumidas en la Tabla 4 se encontró que todos los parámetros presentan diferencias estadísticamente significativas a excepción del pH, de acuerdo con los siguientes valores de p: 0.060 para pH y <0.001 para CE, turbidez, SST, DQO y DBO₅.

Figura 8

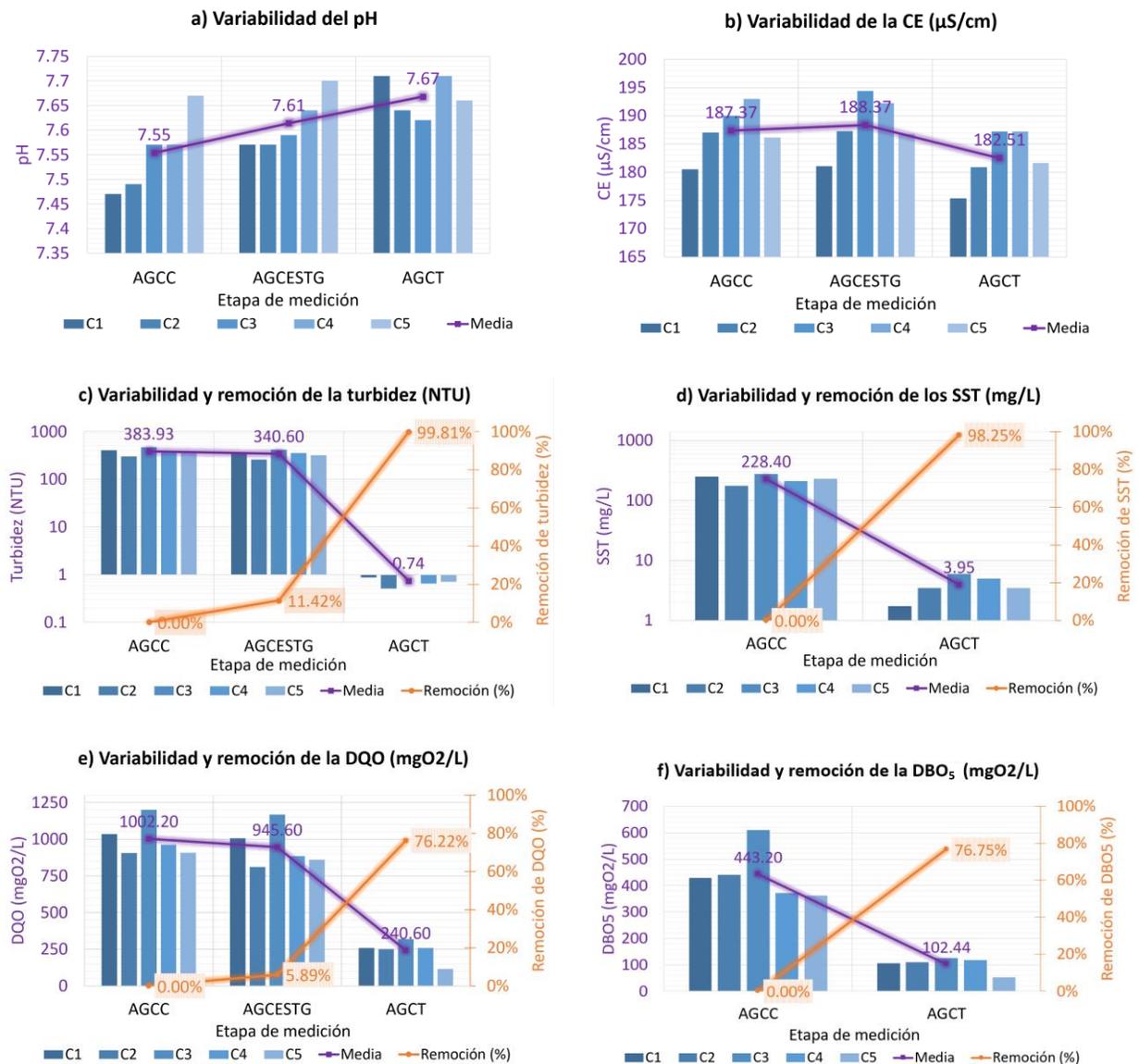
Comparación visual de las muestras de AGC



En la Figura 9a. se observa que la media del pH aumentó de 7.55 a 7.61 hasta 7.67 para el AGCC, el AGCESTG y el AGCT, respectivamente. Este comportamiento no representa diferencias estadísticamente significativas y podría deberse a la degradación de la materia orgánica o a la propia sensibilidad del equipo de medición. A pesar de ello, en el estudio de Shahsavani et al. (2022), se observó un comportamiento similar en cuanto a que el pH aumentó conforme se desarrollaban las etapas del tratamiento de AGC, el sistema estaba compuesto por un cartucho de prefiltración, luego, una etapa de ozonización, seguido de un reactor biológico de carbón activado, para finalizar con filtración a través de MUF.

Figura 9

Desempeño del prototipo a escala de laboratorio para los parámetros de calidad del AGC



Nota. a) pH; b) CE ($\mu\text{S/cm}$); c) turbidez (NTU); d) SST (mg/L); e) DQO (mgO_2/L); y, f) DBO₅ (mgO_2/L)

A partir de la comparación por parejas del ANOVA MR (Apéndice F) para el desempeño de la CE (Figura 9b), se tiene que no existe diferencia significativa entre las medias de las dos primeras etapas de medición ($p=0.962$), correspondientes al AGCC con una CE de $187.37 \mu\text{S/cm}$

y al AGCESTG con una CE de 188.37 $\mu\text{S}/\text{cm}$, lo cual, nuevamente podría deberse a la sensibilidad del equipo de medición. Caso contrario, la media de la CE registrada para el AGCT (182.50 $\mu\text{S}/\text{cm}$), la cual sí presenta diferencias significativas respecto a las otras dos etapas de medición ($p=0.004$ para el AGCC y $p<0.001$ para el AGCESTG), lo cual podría indicar que la MUF retuvo partículas que inciden en la CE. Cabe mencionar que, generalmente, los materiales disueltos de bajo peso molecular como las sales suelen pasar a través de las MUF (Corbatón, 2015; Solís et al., 2017); sin embargo, existe un tipo de colmatación de membrana de carácter orgánico también conocido como “scaling”, que puede deberse a la acumulación de sales minerales que incidan en la determinación de la CE (Corbatón, 2015). Por lo tanto, esta disminución en la CE podría significar que, sin los debidos procesos de mantenimiento, la membrana podría presentar colmatación orgánica.

Tabla 4

Resumen de las pruebas estadísticas aplicadas para evaluar el desempeño del tren de tratamiento

Parámetro	Prueba estadística	Supuestos y características	Valor de p	Diferencia significativa
pH Apéndice E	ANOVA MR	Cumple normalidad multivariante No cumple esfericidad de Mauchly ($p = 0.018$) Índice corrector de épsilon: Greenhouse-Geisser	0.060	No existe
CE Apéndice F	ANOVA MR	Cumple normalidad multivariante Cumple esfericidad de Mauchly ($p = 0.155$)	<0.001	Existe
Turbidez Apéndice G	ANOVA MR	Cumple normalidad multivariante No cumple esfericidad de Mauchly ($p = 0.006$) Índice corrector de épsilon: Greenhouse-Geisser	<0.001	Existe
SST Apéndice H	Prueba t muestras relacionadas	Cumple normalidad	<0.001	Existe
DQO Apéndice I	ANOVA MR	Cumple normalidad multivariante No cumple esfericidad de Mauchly ($p = 0.008$) Índice corrector de épsilon: Greenhouse-Geisser	<0.001	Existe
DBO₅ Apéndice J	Prueba t muestras relacionadas	Cumple normalidad	<0.001	Existe

El mejor desempeño del prototipo se obtuvo en la remoción de turbidez (Figura 9c), donde los valores promedio en las etapas fueron de 383.93 NTU para el AGCC, 340.60 NTU para el AGCESTG y de 0.74 NTU para el AGCT. El STG obtuvo remociones promedio de 43.33 NTU correspondientes a un 11.42% de la turbidez del AGCC, mientras que la MUF removió en promedio 339.86 NTU correspondiente a un 88.39% del AGCC, para una remoción total promedio de 383.19 (NTU) correspondiente a un 99.81%. Si bien la remoción de turbidez del STG podría parecer poca respecto a la obtenida por la MUF, en su comparación por parejas del ANOVA MR (Apéndice G) se observó que existían diferencias estadísticamente significativas respecto a la media de las otras dos etapas de medición con un $p < 0.001$. Por su parte, la media del desempeño en la remoción de la turbidez teniendo en cuenta la calidad del afluente y el efluente de la MUF fue de 99.78%, el cual es destacable respecto a otras investigaciones que trataron AGC a través de MUF debido a que su remoción (tanto absoluta como porcentual) fue mayor respecto a lo reportado en los estudios de: Ward et al. (2015) (remoción de 58 NTU, correspondiente a 99.50%); Lalley et al. (2023) (remoción de 58.6 NTU, correspondientes a 98.30%); Kant & Jaber (2020) (remoción de 193.5 NTU, correspondientes a 99.69%); Kant et al. (2018) (remoción de 171.1, correspondientes a 99.65%); y, Ramon et al. (2004) (remociones de 16.8, 17.22 y 17.42, correspondientes a 92.30%, 94.20% y 96.60%, respectivamente).

El segundo mejor desempeño del prototipo se presentó en la remoción de SST (Figura 9d) pasando de 228.40 a 3.95 mg/L, con una remoción porcentual de 98.25% contemplando tanto la etapa de STG como la de filtración a través de MUF.

El desempeño promedio en la remoción de DQO del STG fue de 57.6 mgO₂/L (remoción de 5.89%); mientras que para la MUF fue de 705.00 mgO₂/L (remoción del 70.33%), para una remoción total promedio del 76.22%. Nuevamente, el desempeño del STG podría parecer poco

respecto al desempeño de la MUF, pero al analizar las comparaciones por parejas del ANOVA MR (Apéndice I) se observó que esta etapa presentaba diferencias estadísticamente significativas respecto a las otras dos etapas con un $p=0.040$ para el AGCC, y un $p<0.001$ respecto a la media de las AGCT. Del mismo modo, el desempeño de la remoción de DQO por parte de la MUF es destacable respecto a otras investigaciones debido a que su remoción es de tres a cuatro veces mayor que los resultados reportados en Ward et al. (2015), Lalley et al. (2023) , y Ramon et al. (2004), los cuales alcanzaron remociones de 58%; 90.50%; y, 45.20%, 49.10% y 69.30%; respectivamente.

La variación promedio de la DBO_5 fue de 443.20 a 102.44 mgO_2/L , correspondientes a una remoción de 340.76 mgO_2/L (remoción de 76.75%). Su desempeño respecto a la literatura fue 2.2 veces mayor en comparación al estudio realizado por Lalley et al. (2023), y de 5.3 veces mayor en comparación al estudio realizado por Kant et al. (2018); no obstante, cabe aclarar que las remociones de este estudio contemplaron el STG y la MUF, mientras que en la literatura solo se tuvo en cuenta la remoción de la MUF.

Por otra parte, teniendo en cuenta los resultados obtenidos para las remociones de turbidez, SST, DQO y DBO_5 , es acertado mencionar la presencia de materia orgánica soluble en la composición fisicoquímica de las AGC de este estudio, debido a que, a pesar de que las remociones de turbidez y SST son cercanas al 100%, hay presencia de partículas contaminantes (con un diámetro menor al diámetro nominal de la MUF) en el AGCT que no se refleja en la determinación de la turbidez o los SST, pero si inciden en la determinación de la DQO y DBO_5 . La presencia de materia orgánica soluble es consistente con los ingredientes de los productos que están contenidos en el AGC.

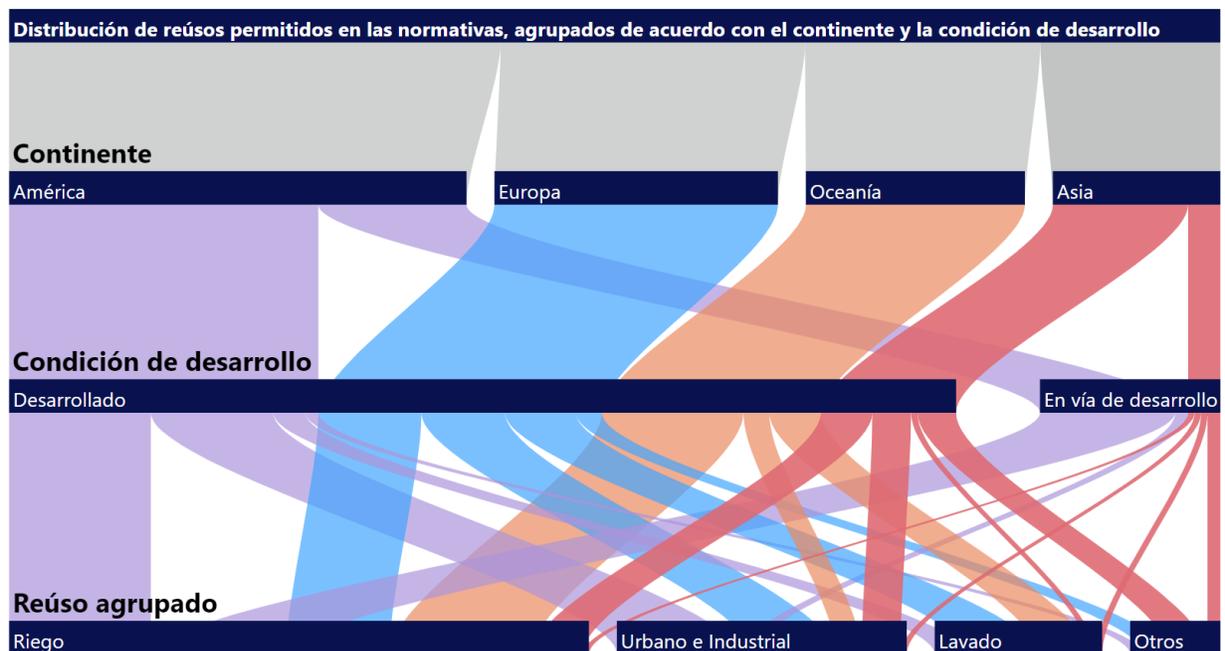
5.3 Usos potenciales de las AGCT

5.3.1 Revisión de normativas de reúso de AGC

Durante la primera etapa de revisión se encontraron 38 normativas que podrían llegar a ser aplicadas para el reúso de AGCT a nivel residencial, las cuales contemplaban normativas que regulan AR, ARD y AG. Sin embargo, debido al enfoque de este estudio basado en AGC, se descartaron 17 documentos para un total de 21 normativas presentadas en la Tabla K.1.

Figura 10

Distribución de reúsos permitidos en las normativas, agrupados de acuerdo con el continente y la condición de desarrollo (n=105)



Los reúsos reportados en las normativas seleccionadas fueron agrupados en cuatro categorías; “Urbano e Industrial”, “Riego”, “Lavado” y “Otros” (ver Figura K.1). En la Figura 10, se presenta la distribución de los reúsos permitidos de acuerdo con el continente y la condición de desarrollo. A partir de la cual se observa que las categorías con mayor cantidad de reúsos reportados son “Riego” y “Urbano e Industrial”. Así mismo, se reafirmó el planteamiento

propuesto en Pinto et al. (2021), donde las normativas propuestas por países desarrollados cuentan con mayor presencia que los países en desarrollo, con 18 y 3 normativas, respectivamente. También, cabe destacar: que el Real Decreto Español 1620/200 (2007) es la normativa más conocida y utilizada internacionalmente en los sistemas de depuración de AG (Benavides et al., 2016); y que, Chile, Perú y Brasil son los únicos tres países de ALC con normativas propuestas para el reúso de AG, en el que Chile cuenta con una normativa establecida, y Perú y Brasil están en proceso de establecerla (Rodríguez et al., 2022);

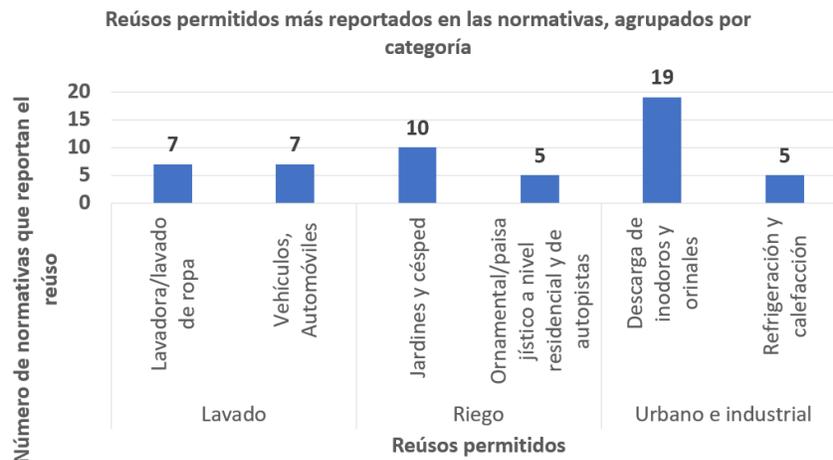
Del mismo modo, a partir de la revisión de normativas se observaron carencias en la estandarización de las condiciones tomadas en cuenta para determinar si el AGCT es apta para su reúso o no, motivo por el cual cada normativa contempla su estructura (según la necesidad del contexto particular) y en ocasiones puede ser más o menos completa respecto a otras normativas. A continuación, se presentan algunos ejemplos de lo mencionado anteriormente.

- Algunas normativas especifican las condiciones de reúso (ver Figura K.2), por ejemplo, nivel de contacto, tipo de aspersion, superficie permitida y el tipo de población que podría reutilizar las AGCT.
- Algunas normativas especifican las TdT que deben ser empleadas en cada etapa del tratamiento, como en el caso de la normativa de California (State Water Resources Control Board, 2018), y Australia Occidental (State of Western Australia, 2010).
- Las normatividades de Australia (Queensland Government, 2008; State of Western Australia, 2010) especifican entre el reúso a nivel de vivienda unifamiliar o a nivel de comunidad.
- La normatividad de Israel (Standards Institute of Israel, 2013) presenta diferencias en los límites máximos requeridos para la calidad del AGCT dependiendo del volumen de producción.

- Diferencias en los valores reportados. La mayoría de las normativas presentan el valor máximo admisible para cada parámetro según el reúso permitido. A pesar de ello, normativas de países como Canadá (Minister of Health, 2016) reportan valores medios y máximos, o la de Portugal (ANQUIP, 2015), la cual reporta valores máximos admisibles (VMA) y valores máximos recomendados (VMR).
- Diferencias en las unidades reportadas para un mismo parámetro de calidad del agua, por ejemplo, coliformes totales en unidades de UFC/100mL y en número más probable (NMP/100mL); la DBO a diferentes días de reacción (5 y 7 días de reacción); o las concentraciones de cloro a diferentes momentos de medición.

Figura 11

Reúsos permitidos más reportados en las normativas, agrupados por categoría



En la Figura 11 se presentan los dos reúsos más reportados en normativas para cada categoría. Se identificaron los reúsos de “Descarga de inodoros y orinales” (ver Tabla K.2), “Riego de jardines y césped” (ver Tabla K.3), “Lavadora/Lavado de ropa” (ver Tabla K.4) y “Lavado de vehículos, automóviles” (ver Tabla K.5) reportados en la revisión seleccionada, con 19, 10, 7 y 7 menciones respectivamente. A su vez, estos reúsos coinciden con los resultados de las encuestas realizadas en investigaciones llevadas a cabo por el GPH, orientadas a conocer la aceptación de

posibles reúsos de las AGCT en viviendas del AMB (Domínguez et al., 2017; Guerrero, 2017; Mendoza y Rincón, 2016; Monroy y Zambrano, 2018; Oviedo-Ocaña et al., 2018; Rivera y Zaraza, 2015; Téllez, 2019).

Así mismo, los tres parámetros más reportados para estos cuatro reúsos son: turbidez, DBO₅, y SST, para “descarga de inodoros y orinales”; turbidez, SST, y pH para “riego de jardines y césped”; SST, turbidez y DBO₅, para “Lavadora/lavado de ropa”; y, turbidez, pH y DBO₅, para “Lavado de vehículos, automóviles”.

5.3.2 Identificación de los reúsos potenciales del AGCT mediante el prototipo

Para la identificación de los reúsos potenciales del AGCT de esta investigación se contrastó el cumplimiento de los criterios propuestos en las normativas seleccionadas para los cuatro reúsos identificados anteriormente (ver Tablas K.2, K.3, K.4 y K.5), con relación a la calidad media del efluente del tren de tratamiento, teniendo en cuenta únicamente los seis parámetros de calidad del agua determinados en esta investigación (ver Tabla K.6). Se observó que los parámetros de pH, CE, turbidez y SST cumplen satisfactoriamente la calidad de las AGCT requeridas por las normativas. Por el contrario, la DQO y la DBO₅ no cumplen con los límites propuestos para ningún reúso donde sean requisitos del efluente. No obstante, no todas las normativas reportan valores límite para la DQO y/o la DBO₅; por lo tanto, el AGC tratada mediante este prototipo de tren de tratamiento podría ser utilizada únicamente en los reúsos donde no se reporten valores para los parámetros de DQO y DBO₅, tales como los mencionados en la Tabla 5.

Sin embargo, a pesar de que la calidad del agua obtenida por el efluente del tren de tratamiento cumple con los valores máximos reportados en algunas normativas para ser utilizado en actividades de “Descarga de inodoros y orinales”, “Riego de jardines y césped”, “Lavadora/Lavado de ropa” y “Lavado de vehículos, automóviles”; se observa una oportunidad de

mejora con relación a la remoción de la materia orgánica observada a partir de los parámetros de DQO y DBO₅. Por lo tanto, a continuación, se mencionan los argumentos para la selección de las modificaciones del tren de tratamiento.

Tabla 5

Reúso permitidos para el AGCT según las normativas

Reúso	Normativa	pH	CE ($\mu\text{S/cm}$)	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	DQO (mgO ₂ /L)	DBO ₅ (mgO ₂ /L)
DIO	Alemania ^a	-	-	Clara	Casi libre	-	-
DIO	España ^b	-	-	2	10	-	-
DIO	Estados unidos ^c	-	-	2	-	-	-
DIO	Israel ^d	-	-	10	-	-	-
DIO	Portugal ^e	-	-	2	10	-	-
DIO	Reino Unido ^f	5.0 – 9.5	-	10	-	-	-
DIO	Reino Unido ^g	5.0 – 9.5	-	10	-	-	-
RJC	España ^b	-	-	2	10	-	-
RJC	Estados unidos ^c	-	-	2	10	-	-
RJC	Israel ^d	-	-	5 y 10	-	-	-
RJC	Portugal ^e	-	-	2	10	-	-
RJC	Reino Unido ^f	5.0 – 9.5	-	10	-	-	-
RJC	Reino Unido ^g	5.0 – 9.5	-	10	-	-	-
L/LR	Estados unidos ^c	-	-	2	-	-	-
L/LR	Portugal ^e	-	-	2	10	-	-
L/LR	Reino Unido ^f	5.0 – 9.5	-	10	-	-	-
LVA	España ^b	-	-	10	20	-	-
LVA	Estados unidos ^c	-	-	2	-	-	-
LVA	Reino Unido ^f	5.0 – 9.5	-	10	-	-	-

Nota. ^aBerlin senate (1995); ^bReal Decreto Español 1620/200 (2007); ^cState Water Resources Control Board (2018); ^dStandards Institute of Israel (2013); ^eANQIP (2015); ^fEnvironmental Agency (2011); ^gBSI (2010).

En primer lugar, para seleccionar una TdT es importante tener en cuenta los índices de biodegradabilidad de 0.442 para el AGCC y de 0.426 para el AGCT. Si bien, los índices obtenidos podrían indicar que el AGC de esta investigación es biodegradable por métodos biológicos, al mismo tiempo, estos valores se encuentran muy cercanos a la condición crítica para requerir de tratamientos químicos (índice de biodegradabilidad de 0.400) (Khavari Kashani et al., 2023). Del mismo modo, el desempeño en la remoción media de DQO y DBO₅ podría indicar que la materia

orgánica restante podría ser difícilmente removible mediante tratamiento biológico, por lo cual, realizar únicamente un tratamiento biológico no necesariamente sería la mejor opción.

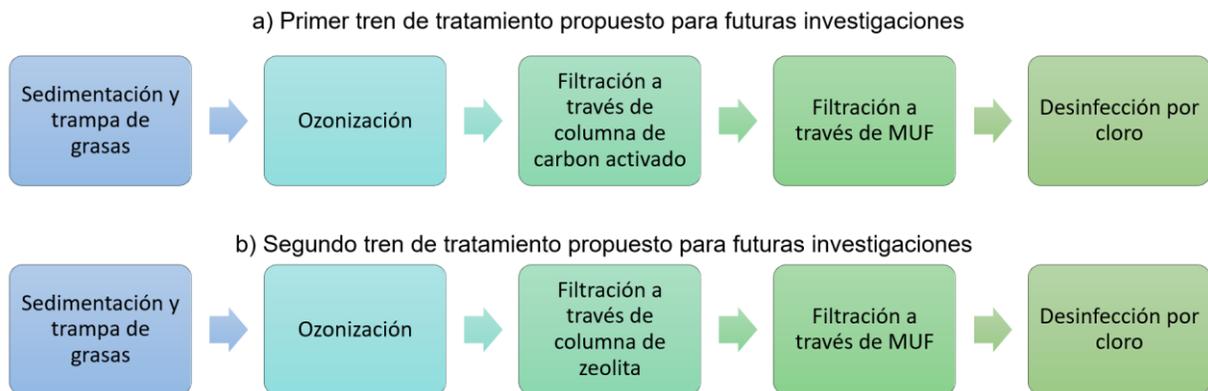
En la investigación llevada a cabo por Khavari Kashani et al. (2023) se menciona que una opción para tratar aguas no biodegradables es realizar tratamientos químicos para aumentar el índice de biodegradabilidad hasta el punto en que sea adecuado realizar tratamiento biológico. Por lo tanto, para proponer dos trenes de tratamiento recomendados para futuras investigaciones se tomó como base la estructura del tren de tratamiento utilizado en el estudio de Shahsavani et al. (2022), el cual contaba con una etapa de tratamiento preliminar, seguida de un proceso químico, luego, un proceso biológico, para finalizar con una etapa de filtración a través de MUF.

El primer tren de tratamiento propuesto contaría con cinco etapas (ver Figura 12a). La primera, “sedimentación y trampa de grasas”; la segunda, “ozonización”, debido a que es un proceso de oxidación avanzado y se ha demostrado que la aplicación de ozono disminuye la materia orgánica y mejora el índice de biodegradabilidad de las aguas (Gutiérrez et al., 2002; Hernández-Medina et al., 2019); la tercera, “filtración a través de columna de carbón activado”, el carbón activado podría aumentar la eficiencia en la remoción de materia orgánica disuelta; la cuarta correspondería a “filtración a través de MUF”; y finalmente, “desinfección por cloro”, debido a que en varias normativas para el reúso de AGCT se proponen concentraciones mínimas de cloro residual (que podrían mantener la desinfección residual y/o evitar afectaciones en las tuberías de la red de distribución). Y el segundo tren de tratamiento (ver Figura 12b) es similar al anterior a excepción de la tercera etapa, en la cual se reemplazaría el carbón activado por zeolita, teniendo de esta manera una etapa de “filtración a través de columna de zeolita”. Las zeolitas pueden ser una alternativa para tener en cuenta al momento de remover materia orgánica del agua, por

ejemplo, en el estudio de Méndez de los Santos y López Ocaña (2021) se realizó tratamiento a ARD por medio de zeolitas y se removió hasta el 97.28% de la DQO.

Figura 12

Trenes de tratamiento propuestos para futuras investigaciones



Así mismo, se propone realizar investigaciones futuras con el fin de automatizar la operación del tren de tratamiento para facilitar su uso a nivel residencial, y permitir monitorear las condiciones de operación para ajustarlas de acuerdo con las condiciones *in-situ*. Así mismo, sería interesante realizar modelos de predicción donde a partir de parámetros de calidad del agua con facilidad de medición, se estime la caracterización fisicoquímica de las AGC en el proceso de tratamiento, o incluso, similar al estudio llevado a cabo por Kant & Jaber (2020), se estime el desempeño del tren de tratamiento.

6. Conclusiones

Se evaluó el desempeño de un prototipo a escala de laboratorio para el tratamiento de AGC con fines de su aprovechamiento en el contexto del AMB. Para ello, se tuvieron en cuenta los parámetros de calidad del agua de pH, CE, turbidez, SST, DQO y DBO₅. El prototipo estaba compuesto por una etapa preliminar llevada a cabo por un STG, seguido de una MUF. La

composición fisicoquímica de las AGCC utilizada en esta investigación indicó mayor contaminación respecto a las caracterizaciones reportadas en la literatura, presentó valores elevados en comparación a los reportados en la literatura para los parámetros de turbidez, SST, DQO y DBO₅.

El desempeño del prototipo a escala de laboratorio para el tratamiento y reúso de AGC a nivel residencial fue destacable respecto a lo reportado en literatura con remociones medias de 99.81% para la turbidez, 98.25% para SST, 76.22% para DQO y 76.65% para DBO₅, teniendo en cuenta que el AGCC contaba con mayor contaminación respecto a estudios que reportaron remociones porcentuales similares. Adicionalmente, se elaboró un manual de instalación, operación y mantenimiento de un prototipo a escala de laboratorio, para el tratamiento de AGC producida a nivel residencial en una vivienda unifamiliar, con el fin de brindar información técnica clave para posicionar este tipo de opciones de tratamiento de AGC en el contexto urbano municipal y nacional, y facilitar la evaluación del desempeño de las MUF en futuras investigaciones.

Del mismo modo, se realizó una revisión de normativas que establecen parámetros de calidad del agua requeridos para el reúso de AGCT a nivel residencial, priorizando el contexto de ALC y en segunda instancia un contexto internacional. Así mismo, se observó: mayor cantidad de normativas propuestas por países desarrollados en contraste con países en desarrollo; que la categoría de reúso con mayores usos potenciales reportados es la categoría de riego; y, que los cuatro reúsos permitidos más reportados son “Descarga de inodoros y orinales”, “Riego de jardines y césped”, “Lavadora/Lavado de ropa” y “Lavado de vehículos, automóviles”.

Se identificaron los reúsos potenciales del AGCT mediante este prototipo, y se realizaron algunas sugerencias para futuras investigaciones, dentro de las cuales se propusieron dos trenes de tratamiento con el fin mejorar el desempeño en la remoción de materia orgánica que se observó a

partir de los parámetros de DQO y DBO₅. Ambos trenes de tratamiento se componen de “sedimentación y trampa de grasas”; “ozonización”; para la tercera etapa se contemplan “filtración a través de columna de carbón activado” para el primer tren de tratamiento y “filtración a través columna de zeolita” para el segundo; seguidos de una etapa de “filtración a través de MUF”; para finalizar con una etapa de “desinfección por cloro”.

Referencias Bibliográficas

- Abela, S., Farrugia, C., Xuereb, R., Lia, F., Zammit, E., Rizzo, A., Refalo, P., & Grech, M. (2021). Photocatalytic activity of titanium dioxide nanotubes following long-term aging. *Nanomaterials*, *11*(11). <https://doi.org/10.3390/nano11112823>
- Alsulaili, A. D., & Hamoda, M. F. (2015). Quantification and characterization of greywater from schools. *Water Science and Technology*, *72*(11), 1973–1980. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.408>
- Álvarez, J. D., y Bonilla, B. D. (2020). *Propuesta de opciones tecnológicas para el tratamiento y reúso de aguas grises provenientes de ducha y lavamanos en una vivienda unifamiliar del Área Metropolitana de Bucaramanga AMB*. Universidad Industrial de Santander.
- Anteliz, J., y Marín, A. (2022). *Análisis de vulnerabilidad al desabastecimiento hídrico en una cuenca estratégica abastecedora mediante la herramienta WEAP* [Tesis de pregrado]. Universidad Industrial de Santander.
- APHA-AWWA-WEF. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23er edition, Vol. 1). (WEF) Water Environment Federation, (APHA) American Public Health Association.
- Arika, M., Kobayashi, H., & Kihara, H. (1977). Pilot plant test of an activated sludge ultrafiltration combined process for domestic wastewater reclamation. *Desalination*, *23*(1–3), 77–86. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(00\)82510-2](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(00)82510-2)
- Avellaneda, P. A., y Salcedo, A. (2019). *Evaluación de opciones tecnológicas para el tratamiento de aguas grises con fines de reúso en edificios residenciales en el contexto del Área Metropolitana Bucaramanga (Colombia)*. Universidad Industrial de Santander.

- Banerjee, P., Bhattacharay, S., Das, R., Das, P., & Mukhopadhyay, A. (2021). Microfiltration and ultrafiltration membranes for water purification. In *Polymeric membranes for water purification and gas separation* (Vol. 113, pp. 33–68). Materials Research Foundations. <https://doi.org/10.21741/9781644901632-3>
- Barabé, B., Abakumov, S., Gunes, D. Z., & Lettinga, M. P. (2020). Sedimentation of large particles in a suspension of colloidal rods. *Physics of Fluids*, 32(5). <https://doi.org/10.1063/5.0006076>
- Benavides, A., Ramírez, T., y Bracho, G. (2016). Desarrollo de un prototipo de un sistema automático de recolección y reciclaje de aguas grises. *Revista Agunkuyâa*, 6(2). <https://revia.areandina.edu.co/index.php/Cc/article/view/1971>
- Berlin senate. (1995). *Gray water reuse systems for toilet flushing in Multi- storey buildings - over ten years experience in Berlin*.
- Boyjoo, Y., Pareek, V. K., & Ang, M. (2013). A review of greywater characteristics and treatment processes. *Water Science and Technology*, 67(7), 1403–1424. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.675>
- BSI. (2010). *BS 8525-1:2012 - greywater systems-part 1: code of practice* (Vol. 1).
- Burgos, J. (2024). *Evaluación de sistemas de tratamiento y reúso de aguas grises claras, aplicables a un sector residencial del Área Metropolitana de Bucaramanga, caso de estudio: Barrio La Victoria* [Proyecto de grado en maestría de investigación]. Universidad Industrial de Santander.
- Corbatón, M. (2015). *Limpieza de membranas de ultrafiltración aplicadas en la industria alimentaria por medio de técnicas no convencionales y caracterización del ensuciamiento de las membranas* [Tesis doctoral]. Universitat Politècnica de València.

- Domínguez, I., Ward, S., Mendoza, J. G., Rincón, C. I., & Oviedo-Ocaña, E. R. (2017). End-user cost-benefit prioritization for selecting rainwater harvesting and greywater reuse in social housing. *Water (Switzerland)*, *9*(7). <https://doi.org/10.3390/w9070516>
- 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>
- Environmental Agency. (2011). *Greywater for domestic users: an information guide*. www.environment-agency.gov.uk
- 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)
- European Commission. (2010). *Membrane technologies for water applications: highlights from a selection of European research projects*. <https://doi.org/doi/10.2777/25163>
- Fane, A. G. (2011). Membranes and the water cycle: challenges and opportunities. *Applied Water Science*, *1*(1–2), 3–9. <https://doi.org/10.1007/s13201-011-0002-5>
- Fernández, L. (2023). *Análisis de los hábitos del uso del agua potable y su influencia sobre la producción y composición de las aguas grises claras generadas dentro de una vivienda residencial de Bucaramanga, caso de estudio: Barrio La Victoria* [Tesis de pregrado]. Universidad Industrial de Santander.
- Filali, H., Barsan, N., Souguir, D., Nedeff, V., Tomozei, C., & Hachicha, M. (2022). Greywater as an alternative solution for a sustainable management of water resources—a review. *Sustainability (Switzerland)*, *14*(2). <https://doi.org/10.3390/su14020665>

- Friedler, E., & Gilboa, Y. (2010). Performance of UV disinfection and the microbial quality of greywater effluent along a reuse system for toilet flushing. *Science of the Total Environment*, 408(9), 2109–2117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.01.051>
- González, M. J., y Quintero, S. F. (2021). *Revisión de opciones tecnológicas de filtración por membrana para el tratamiento de aguas grises claras con fines de reúso residencial*. Universidad Industrial de Santander.
- Goula, A. M., Kostoglou, M., Karapantsios, T. D., & Zouboulis, A. I. (2008). A CFD methodology for the design of sedimentation tanks in potable water treatment. Case study: The influence of a feed flow control baffle. *Chemical Engineering Journal*, 140(1–3), 110–121. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2007.09.022>
- Guerrero, J. S. (2017). *Factibilidad técnica, social y financiera de la implementación de un sistema de reúso de aguas pluviales y aguas grises en un edificio estrato seis del Área Metropolitana de Bucaramanga*. Universidad Industrial de Santander.
- Gutiérrez, E., Fernández, N., Herrera, L., Sepúlveda, J., Mármol, Z., y Ambientales, C. (2002). Efecto de la aplicación de ozono sobre la biodegradabilidad de aguas de formación. *MULTICIENCIAS*, 2, 50–54.
- Hall, J. B., Batten, C. E., & Wilkins, J. R. (1974). *NASA technical note - NASA TN D-7600 - Domestic wash water reclamation for reuse as commode water supply using a filtration reverse osmosis separation technique*. <https://ntrs.nasa.gov/citations/19740011494>
- Hernández-Medina, N., Bejarano-Ayala, S. A., y Mena-Guerrero, N. (2019). *Tratamiento de aguas residuales provenientes de estaciones de gasolina mediante ozonización catalítica*. <https://doi.org/10.25100/iyc.v20i1.7652>

- Hoekstra, A. Y., Mekonnen, M. M., Chapagain, A. K., Mathews, R. E., & Richter, B. D. (2012). Global monthly water scarcity: blue water footprints versus blue water availability. *PLoS ONE*, 7(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032688>
- Hypes, W. D., Batten, C. E., & Wilkins, J. R. (1975). *NASA technical note - NASA TN D-7937 - Processing of combined domestic bath and laundry waste water for reuse as commode flushing water*. <https://ntrs.nasa.gov/citations/19750023145>
- Ilemobade, A. A., Olanrewaju, O. O., & Griffioen, M. L. (2013). Greywater reuse for toilet flushing at a university academic and residential building. *Water SA*, 39(3), 351–360. <https://doi.org/10.4314/wsa.v39i3.2>
- Jamrah, A., & Ayyash, S. (2008). Greywater generation and characterization in major cities in Jordan. *Jordan Journal of Civil Engineering*, 2(4), 376–390. <https://jjce.just.edu.jo/issues/paper.php?p=64.pdf>
- Kant, S., & Jaber, F. H. (2020). Advanced filtration in greywater treatment: a modelling approach with water reuse perspectives. *Urban Water Journal*, 17(9), 795–812. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2020.1828498>
- Kant, S., Jaber, F. H., & Karthikeyan, R. (2018). Evaluation of a portable in-house greywater treatment system for potential water-reuse in urban areas. *Urban Water Journal*, 15(4), 309–315. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2018.1457165>
- Khavari Kashani, M. R., Wang, Q., Khatebasreh, M., Li, X., Sheikh Asadi, A. M., Boczkaj, G., & Ghanbari, F. (2023). Sequential treatment of landfill leachate by electrocoagulation/aeration, PMS/ZVI/UV and electro-Fenton: Performance, biodegradability and toxicity studies. *Journal of Environmental Management*, 338. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117781>

- Koyuncu, I., Sengur, R., Turken, T., Guclu, S., & Pasaoglu, M. E. (2015). Advances in water treatment by microfiltration, ultrafiltration, and nanofiltration. In *Advances in Membrane Technologies for Water Treatment: Materials, Processes and Applications* (pp. 83–128). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-1-78242-121-4.00003-4>
- Lalley, J., Zetterholm, S. G., Waisner, S., Martinez-Guerra, E., Wamsley, M., Gurtowski, L., Wade, R., Pranger, S., & Griggs, C. (2023). Source separated graywater: Chemistry, unit operations, and criteria towards re-use. *Journal of Water Process Engineering*, 53. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103736>
- Leiva, E., Rodríguez, C., Sánchez, R., & Serrano, J. (2021). Light or dark greywater for water reuse? Economic assessment of on-site greywater treatment systems in rural areas. *Water (Switzerland)*, 13(24). <https://doi.org/10.3390/w13243637>
- León, C. E., y Muñoz, A. A. (2022). *Propuestas de mejoras de diseño hidráulico de dos trenes de tratamiento a escala de laboratorio, para el sistema de aprovechamiento de aguas lluvias del edificio E3T de la Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga Colombia*. Universidad Industrial de Santander.
- Leyva, P., García, M., Marín, R., Sánchez, F. D., León, P., García, B., Cano, C., Saldarriaga, G., Vargas, G., Ojeda, D., y Pabón, J. D. (2020). *Estudio nacional del agua*.
- Li, F., Wichmann, K., & Otterpohl, R. (2009). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of the Total Environment*, 407(11), 3439–3449. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.02.004>
- Martin Membrane Systems. (2018). *Household filter based on gravity driven membrane - GDM Installation manual in 2 buckets*. <https://doi.org/10.09.2018>

- Martin Membrane Systems. (2022). *Membrane solutions for drinking water*. https://www.martin-membrane.de/fileadmin/user_upload/Downloads/2022-Trinkwasserbroschuere-EN-web.pdf
- Martin systems. (2023). *CUBE mini Filter*. <https://www.martin-membrane.de/products/cube-mini-filters/?web=1>
- Méndez de los Santos, N., y López Ocaña, G. (2021). Zeolitas nativas en el tratamiento de agua residual doméstica. *CIBA Revista Iberoamericana de Las Ciencias Biológicas y Agropecuarias*, 10(19), 1–38. <https://doi.org/10.23913/ciba.v10i19.106>
- Mendoza, J. G., y Rincón, C. I. (2016). *Evaluación de la viabilidad social, técnica y económica de la implementación de un sistema de recolección, tratamiento y aprovechamiento de aguas lluvias y aguas grises en un proyecto de vivienda de interés social*. Universidad Industrial de Santander.
- Minister of Health. (2016). *Canadian guidelines for domestic reclaimed water for use in toilet and urinal flushing*. Health Canada.
- Mohamed, R. M. S. R., Chan, C. M., Senin, H., & Kassim, A. H. M. (2014). Feasibility of the direct filtration over peat filter media for bathroom greywater treatment. *Article in Journal of Materials and Environmental Sciences*, 5(6), 2021–2029. http://www.jmaterenvirosci.com/Document/vol5/vol5_N6/251-JMES-1333-2014-Mohamed.pdf
- Monroy, A., y Zambrano, J. (2018). *Viabilidad técnica, financiera y social en la implementación de un sistema para el reúso de aguas grises y aprovechamiento de aguas lluvias en apartamentos estrato tres del Área Metropolitana de Bucaramanga, Colombia*. Universidad Industrial de Santander.

- Muñoz, H. (2010). *Gestión medioambiental de salmuera de desalado de bacalao. Tratamiento mediante tecnología de membranas.*
- ONU. (2014). *Objetivos de Desarrollo Sostenible.* Organización de Las Naciones Unidas. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/sustainable-development-goals/>
- Ordóñez, J. (2022). *Water supply in rural areas by membrane filters.*
- Ortiz, J. (2021). Advances in microfiltration and ultrafiltration technology for greywater treatment: A review. *Nature Environment and Pollution Technology*, 20(4), 1601–1609. <https://doi.org/10.46488/NEPT.2021.v20i04.022>
- Oschmann, N., Nghiem, L. D., & Schäfer, A. I. (2005). Fouling mechanisms of submerged ultrafiltration membranes in greywater recycling. *Desalination*, 179(1–3), 215–223. <https://doi.org/10.1016/J.DESAL.2004.12.023>
- Oviedo-Ocaña, E. R., Dominguez, I., Ward, S., Rivera-Sanchez, M. L., & Zaraza-Peña, J. M. (2018). Financial feasibility of end-user designed rainwater harvesting and greywater reuse systems for high water use households. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(20), 19200–19216. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8710-5>
- Pinto, G. O., da Silva Junior, L. C. S., Assad, D. B. N., Pereira, S. H., & Mello, L. C. B. de B. (2021). Trends in global greywater reuse: a bibliometric analysis. *Water Science and Technology*, 84(10–11), 3257–3276. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.429>
- Portuguese Association for Quality and Efficiency in Building Services (ANQIP). (2015). *especificação técnica anqip eta 0905 sistemas prediais de reutilização e reciclagem de águas cinzentas (SPRAC).*
- Queensland Government. Department of Infrastructure and Planning. (2008). *Queensland plumbing and Wastewater Code guidelines.* www.dip.qld.gov.au/plumbing

- Ramon, G., Green, M., Semiat, R., & Dosoretz, C. (2004). Low strength graywater characterization and treatment by direct membrane filtration. *Desalination*, 170(3), 241–250. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.02.100>
- Ramos, F., Ribeiro, W., y Loureiro, P. (2018). Patógenos em águas cinza: revisão. *Revista AIDIS De Ingeniería Y Ciencias Ambientales. Investigación, Desarrollo Y Práctica*, 11(2), 167–181.
- Real Decreto Español 1620/200. (2007). *Guía para la aplicación del R.D. 1620/2007 por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas*.
- Resolución 1256. (2021). *Resolución No. 1256 (23 Nov 2021)*.
- Resolución 2115. (2007). *Resolución No. 2115 (22 Jun2007)*. In 2007.
- Rivera, M. L., y Zaraza, J. M. (2015). *Factibilidad técnica y económica de un sistema hidrosanitario para la reutilización de aguas grises y pluviales, caso de estudio de vivienda de alto consumo del A.M. de Bucaramanga Colombia*. Universidad Industrial de Santander.
- Rodríguez, C., García, B., Pinto, C., Sánchez, R., Serrano, J., & Leiva, E. (2022). Water Context in Latin America and the Caribbean: Distribution, Regulations and Prospects for Water Reuse and Reclamation. In *Water (Switzerland)* (Vol. 14, Issue 21). MDPI. <https://doi.org/10.3390/w14213589>
- Roshan, A., & Kumar, M. (2020). Water end-use estimation can support the urban water crisis management: A critical review. *Journal of Environmental Management*, 268, 110663. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110663>
- Sánchez, J. (2011). *El uso de trampas de grasa para disminuir la carga contaminante de grasas y aceites emitida a la red municipal de drenaje* [Tesis de pregrado]. Instituto Politécnico Nacional.

- Shahsavani, E., Ehrampoush, M. H., Samaei, M. R., Mehrizi, E. A., Madadzadeh, F., Abbasi, A., Talebi, P., Mohammadpour, A., & Ebrahimi, A. A. (2022). Performance evaluation of the combined process of ozonation, biological activated carbon reinforced by bacterial consortium, and ultrafiltration in greywater treatment. *Environmental Health Engineering and Management*, 9(4), 381–390. <https://doi.org/10.34172/EHEM.2022.41>
- Shaikh, I. N., & Ahammed, M. M. (2022). Quantity and quality characteristics of greywater from an Indian household. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(3). <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09820-0>
- Solís, C. A., Vélez, C. A., y Ramírez-Navas, J. S. (2017). Tecnología de membranas: Ultrafiltración. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 11(22), 26–36. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1909-83672017000200026
- Standards Institute of Israel. (2013). *SI-6147- Greywater systems*.
- State of Western Australia. (2010). *Code of practice for the reuse of greywater in Western Australia 2010*.
- State Water Resources Control Board. (2018). *Regulations Related to Recycled Water*.
- Tal, T., Sathavisvan, A., & KC, B. K. (2011). Effect of different disinfectants on grey water quality during storage. *Journal of Water Sustainability*, 1(1), 127–137. <http://handle.uws.edu.au:8081/1959.7/531703>
- Téllez, E. F. (2019). *Análisis de indicadores técnicos, sociales y financieros de proyectos de reutilización de aguas grises y aprovechamiento de aguas lluvia*. Universidad Industrial de Santander.
- Thompson, K. A., Summers, R. S., & Cook, S. M. (2017). Development and experimental validation of the composition and treatability of a new synthetic bathroom greywater

(SynGrey). *Environmental Science: Water Research & Technology*, 3(6), 1120–1131.
<https://doi.org/10.1039/C7EW00304H>

UNESCO. (2016). *Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo 2016: agua y empleo*. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000244103>

Ward, L., Page, M., Jurevis, J., Nelson, A., Rivera, M., Hernandez, M., Chappell, M., & Dusenbury, J. (2015). Assessment of biologically active GAC and complementary technologies for gray water treatment. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 5(3), 239–249. <https://doi.org/10.2166/wrd.2015.088>

Yu, Z. L. T., Rahardianto, A., DeShazo, J. R., Stenstrom, M. K., & Cohen, Y. (2013). Critical Review: Regulatory Incentives and Impediments for Onsite Graywater Reuse in the United States. *Water Environment Research*, 85(7), 650–662.
<https://doi.org/10.2175/106143013x13698672321580>