

Evaluación de una paleta vegetal apta para el tratamiento de aguas grises ligeras en soluciones basadas en la naturaleza

Evaluation of a plant palette suited to nature-based solutions treating light greywater

Estefanía Aguirre-Álvarez ^{a1}, Liliana Lizárraga-Mendiola ^b, Claudia Coronel-Olivares ^{a2}, Jesús Andrés Tavizón-Pozos ^{a3} y Gabriela A. Vázquez-Rodríguez ^{a4*}

^aÁrea Académica de Química, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Carretera Pachuca-Tulancingo km. 4.5, Col. Carboneras, 42084 Mineral de la Reforma, Hgo., México.

^bÁrea Académica de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Carretera Pachuca-Tulancingo km. 4.5, Col. Carboneras, 42084 Mineral de la Reforma, Hgo., México.

E-mail: ^{a1}ag472659@uaeh.edu.mx, ^bmendiola@uaeh.edu.mx, ^{a2}ccoronel@uaeh.edu.mx, ^{a3}jesus.tavizon@conahcyt.mx, ^{a4}gvazquez@uaeh.edu.mx

*Autor para correspondencia

Recibido: 16/04/2023

Aceptado: 05/06/2023

Publicado: 31/07/2023

Citar como: Aguirre-Álvarez, E., Lizárraga-Mendiola, L., Coronel-Olivares, C., Tavizón-Pozos, J.A., Vázquez-Rodríguez, G.A. 2023. Evaluation of a plant palette suited to nature-based solutions treating light greywater. *Ingeniería del agua*, 27(3), 183-196. <https://doi.org/10.4995/la.2023.19554>

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar el desempeño de una paleta vegetal para tratar aguas grises ligeras (AGL) en una solución basada en la naturaleza (SbN). Se empacaron contenedores con varios materiales filtrantes (suelo, carbón activado granular, zeolita, arena y grava) y se sembraron con una de las siguientes plantas vasculares: *Portulaca grandiflora*, *Tradescantia pallida*, *Chrysopogon zizanioides*, *Sansevieria trifasciata* y *Nephrolepis obliterated*. Los contenedores se alimentaron semanalmente con 500 mL de AGL por ocho semanas. El AGL y el agua infiltrada se analizaron en términos de turbidez, conductividad eléctrica, DQO, nitrógeno amoniacal y fosfatos. La calidad de los efluentes tratados con *C. zizanioides*, *P. grandiflora* y *T. pallida* cumplió con las especificaciones establecidas por la normatividad mexicana para su reúso en infiltración y otros riegos, por lo que una SbN que utilice plantas de esta paleta vegetal podría optimizarse para impulsar la economía circular del agua a nivel domiciliario.

Palabras clave | aguas residuales domésticas, fitorremediación, plantas vasculares, economía circular, sistema descentralizado.

ABSTRACT

The aim of this work was to evaluate the performance of a plant palette for treating light greywater (LGW) in a nature-based solution (NbS). Different layers of filter media (soil, granular activated carbon, zeolite, sand, and gravel) were packed in containers in conjunction with one of the following plant species: Chrysopogon zizanioides, Portulaca grandiflora, Tradescantia pallida, Nephrolepis obliterated, and Sansevieria trifasciata. The containers were fed weekly with 500 mL of LGW for eight weeks. The infiltrated water was recovered to test its quality against that of the LGW in terms of turbidity, electrical conductivity, COD, ammonia nitrogen, and phosphates. The quality of the effluents treated with C. zizanioides, P. grandiflora, and T. pallida complied with the specifications established by Mexican regulations for water being reused for infiltration purposes, so an SbN using the proposed plant palette could be optimized to promote a circular water economy at the household level.

Key words | domestic wastewater, phytoremediation, vascular plants, circular economy, decentralized system.

INTRODUCCIÓN

El agua es fundamental para la supervivencia de los seres vivos, la producción de alimentos, la salud de los ecosistemas y el desarrollo socioeconómico sostenible. Sin embargo, su disponibilidad en muchos países se reduce de modo alarmante. Para reducir la presión sobre las fuentes de abastecimiento de este recurso, la gestión del agua residual doméstica aparece como un factor clave. Las aguas grises ligeras (AGL) son la fracción del agua residual doméstica que proviene de bañeras, duchas, lavamanos y lavandería (Friedler y Hadari, 2006). Por lo tanto, suelen contener jabón, champú y diversas sustancias químicas procedentes de productos empleados en el lavado de ropa, el aseo personal y la limpieza del hogar (Ghaidak y Yadav, 2013). Una práctica común es su disposición en el alcantarillado municipal o, particularmente en el medio rural, en los cuerpos de agua sin que medie tratamiento alguno, lo que genera problemas sanitarios. Considerando que las aguas grises representan hasta el 70% del volumen total de las aguas residuales domésticas (Ghaidak y Yadav, 2013), es de suma importancia disminuir este volumen evitando malas prácticas, así como reutilizar esta vasta cantidad de agua. A pesar del gran interés suscitado por el reúso de aguas residuales, el 60% de éstas retornan a los ecosistemas acuáticos sin ser tratadas o reutilizadas (UNESCO, 2017).

Implementar soluciones basadas en la naturaleza (SbN) para la gestión del agua genera beneficios de gran impacto, tanto económicos como ambientales, al igual que mejoras continuas en la salud humana y la rehabilitación de los ecosistemas (UNESCO, 2018). La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2016) define a las SbN como “acciones dirigidas a proteger, gestionar y restaurar de manera sostenible ecosistemas naturales o modificados, que hacen frente a retos de la sociedad de forma efectiva y adaptable, proporcionando simultáneamente bienestar humano y beneficios de la biodiversidad”. Así, una SbN que emplee cobertura vegetal permite descontaminar el agua residual debido a la absorción de nutrientes que aquélla realiza, y a la depuración que el suelo y otros materiales filtrantes puedan llevar a cabo (Flores, 2018). Por una parte, a través de procesos de fitorremediación, la cobertura vegetal remueve contaminantes orgánicos e inorgánicos presentes en el agua mediante mecanismos bioquímicos efectuados por las plantas y microorganismos asociados a su raíz (Núñez *et al.*, 2004). Por otra parte, el suelo y otros materiales filtrantes sustentan el crecimiento de la vegetación y también mejoran la calidad del agua por mecanismos tales como la sedimentación, filtración, adsorción o intercambio catiónico (Winston *et al.*, 2016). Adicionalmente, en estos materiales filtrantes se desarrollan biopelículas que contribuyen con la oxidación de contaminantes orgánicos o con transformaciones biológicas del nitrógeno como la nitrificación y la desnitrificación (Huhn, 2015).

El tratamiento de AGL mediante una SbN en la que se utilicen plantas vasculares de distintas especies en conjunción con materiales filtrantes, acoplado a su reúso *in situ* para fines no potables, tales como el riego de jardines, la descarga de inodoros o el lavado de automóviles, tiene un gran potencial para reducir la demanda doméstica de agua potable. También faculta su reúso *ex situ*, por ejemplo a través de la infiltración para recarga de acuíferos, que ofrece una oportunidad de conservación del agua a escala urbana y que puede extenderse a las escorrentías urbanas y al agua de lluvia (Page *et al.*, 2018). Por tal motivo, en este trabajo se realizaron pruebas a escala laboratorio con una combinación de materiales filtrantes convencionales (arena, grava, zeolita, carbón activado y suelo) y una paleta vegetal previamente seleccionada, con el objetivo de evaluar el desempeño de esta última en soluciones basadas en la naturaleza que traten aguas grises ligeras. Igualmente, se exploraron las posibilidades de reúso de esta agua considerando en primer lugar la normatividad mexicana aplicable.

MATERIAL Y MÉTODOS

Materiales filtrantes

Los medios filtrantes empleados en las pruebas a escala laboratorio se colocaron por capas en contenedores de plástico de 1 L (con 84.7 cm² de área transversal) en el siguiente orden descendiente: suelo, carbón activado, zeolita, arena marmolina y grava, como se presenta en la figura 1. El suelo tenía un pH moderadamente alcalino (7.52), textura franco arcillo arenosa (con proporciones de arena, limo y arcilla de 70%, 10% y 20%, respectivamente) y una capacidad de intercambio catiónico (CIC) de 25.7 meq/100 g. Se usó un carbón activado granular (CAG) elaborado a partir de cáscara de coco, con diámetro de poro de 7 a 54 µm, volumen de poro de 0.77 cm³/g y un área superficial BET de 1299.92 m²/g (Aragón-Monter, 2014). La zeolita empleada

es de tipo mordenita y proviene de la cantera de Tezoantla, que se encuentra en el municipio de Mineral del Monte, Hidalgo (México). La zeolita tiene un área superficial BET de 14.04 m²/g, una CIC de 3.75 meq/100 g, y un volumen y diámetro de poro de 0.0176 cm³/g y 3.42 nm, respectivamente (Trejo-Bustillos, 2023).

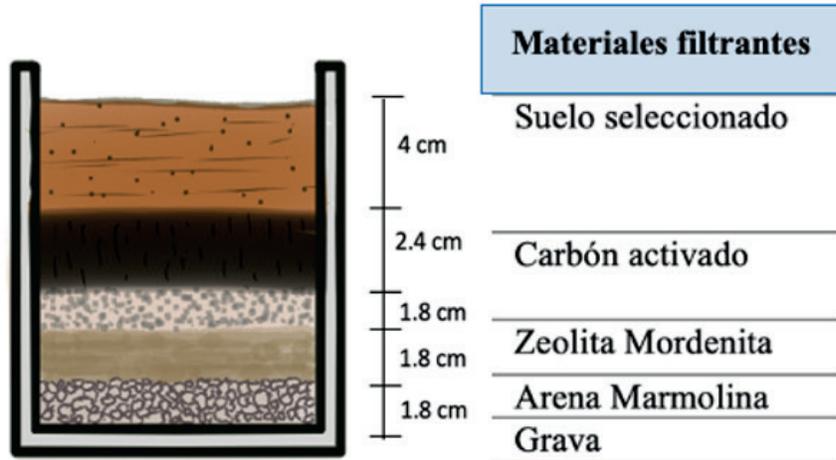


Figura 1 | Representación gráfica de los contenedores empacados con los diferentes materiales filtrantes.

Selección de la cobertura vegetal

Cinco plantas vasculares de tipo ornamental se seleccionaron para ser evaluadas en las pruebas de tratamiento de AGL domésticas. La selección se hizo mediante la revisión de fuentes bibliográficas, con base en las eficiencias de remoción de contaminantes presentes en aguas grises. Asimismo, se consideró su disponibilidad en invernaderos locales. Las plantas seleccionadas fueron *Portulaca grandiflora* (“amor de un rato”), *Tradescantia pallida* (“reina púrpura”), *Chrysopogon zizanioides* (pasto vetiver o Vetiver), *Sansevieria trifasciata* (o *Dracaena trifasciata* o “cola de gato”) y *Nephrolepis obliterata* (o “helecho reina”).

Entre los antecedentes reportados en la bibliografía que fundamentaron esta decisión, están los siguientes: se ha encontrado que *P. grandiflora* degrada un colorante diazo sulfonado (Navy Blue HE2R) hasta en un 98% y lo transforma en metabolitos menos tóxicos (Khandare *et al.*, 2011). Imai *et al.* (2007) describieron a otra especie del mismo género, *P. oleracea*, como una planta con una gran capacidad de eliminar eficientemente el bisfenol A, un disruptor (o interruptor) endocrino, de lixiviados de vertederos y de aguas residuales industriales. Asimismo, *P. grandiflora* y otras cuatro plantas se emplearon en un muro verde que trata las aguas grises de un edificio de oficinas en la India, con el que consiguen una remoción de 18.3% y 24.6% de DQO y DBO₅, respectivamente (Masi *et al.*, 2016). *T. pallida* ha sido empleada en bioensayos de micronúcleos para determinar la genotoxicidad en muestras de aguas superficiales de Brasil (Endres *et al.*, 2015) y, con el mismo objetivo, Apella y Araujo (2014) evaluaron la toxicidad de efluentes vertidos en el río Tiete, en Sao Paulo. *S. trifasciata* demostró ser un biosorbente eficiente en la remoción de cromo, níquel y cobre en efluentes de la curtiduría. Las hojas de esta especie se secaron a 80°C, se molieron y tamizaron; finalmente, su capacidad de biosorción se analizó en ensayos por lotes (Tariq *et al.*, 2017). En cuanto a *C. zizanioides*, hay diversos estudios que concluyen que esta especie es muy eficaz en fitorremediación de aguas. Por ejemplo, Suelee *et al.* (2017) evaluaron esta especie para el tratamiento de aguas residuales domésticas en humedales artificiales de flujo subsuperficial, y describieron su alta eficacia para remover turbidez, DBO₅, DQO, y grasas y aceites. Finalmente, un estudio abordó el desarrollo de muros verdes que incorporaron *N. obliterata* para el tratamiento de aguas grises, y demostró su gran desempeño en la absorción de nitrógeno y fósforo (Prodanovic *et al.*, 2019).

Pruebas a escala laboratorio

El sistema propuesto para las pruebas a escala laboratorio se implementó en un invernadero ubicado en la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (Mineral de la Reforma, Hidalgo, México). En los contenedores de plástico de 1 L descritos arriba, a los que nos referiremos como unidades de tratamiento individual, se colocaron separadamente y por triplicado un espécimen de cada planta (Figura 2a). Asimismo, se montaron tres jardineras, en las que se introdujo un espécimen de cada planta (Figura 2b). En las jardineras se colocaron los mismos materiales filtrantes en alturas proporcionales a las de los contenedores individuales. Adicionalmente, se montaron tres testigos en los que no se introdujeron plantas, pero sí los materiales filtrantes referidos y en el mismo orden (Figura 2c).

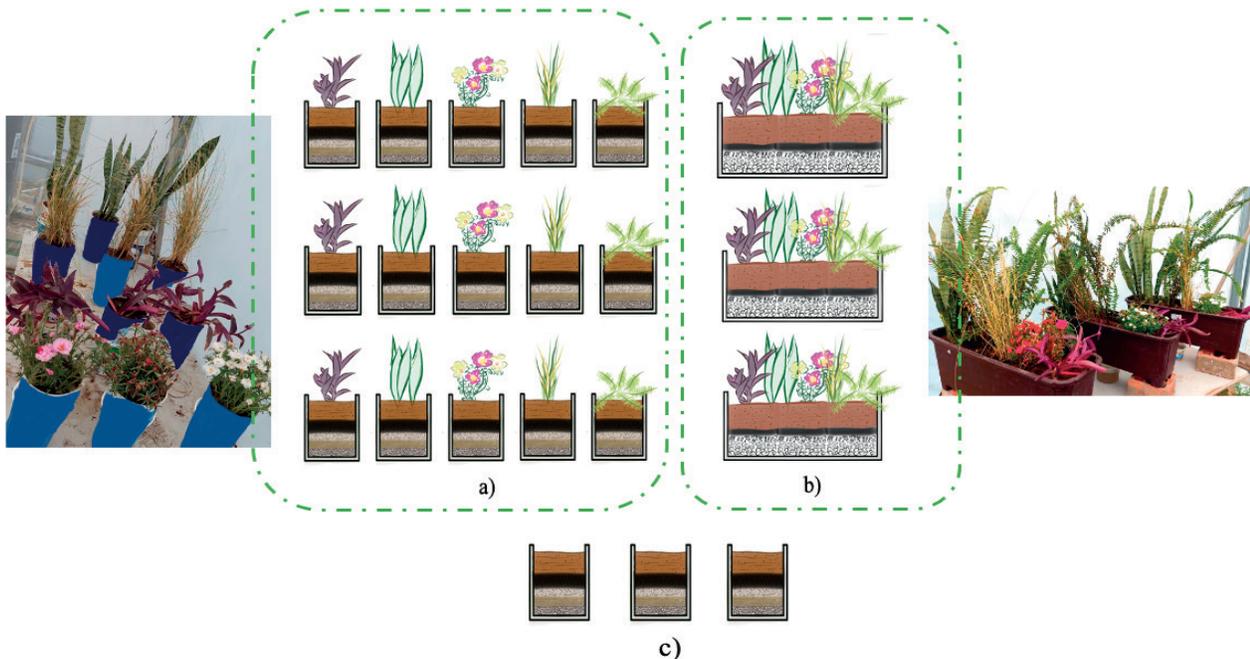


Figura 2 | Visualización y representación de (a) las unidades de tratamiento individual; (b) las jardineras y (c) los testigos.

Para el régimen de dosificación, se estableció que las unidades de tratamiento individual y los testigos se alimentaran manualmente por un minuto con 500 mL de AGL proveniente de un ciclo de lavado de una lavadora doméstica. Lo anterior equivale a un tiempo de retención hidráulico de 2 min, y a una carga hidráulica superficial de $85.0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$. Este riego, o ciclo de alimentación, se realizó una vez a la semana y durante ocho semanas. Tras cada riego, se recuperó el agua infiltrada de los sistemas y se llevó de inmediato al laboratorio del Área Académica de Química para ser evaluada junto con el AGL. Las muestras se mantuvieron congeladas hasta su análisis en términos de pH, turbidez, conductividad eléctrica (CE), nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+), ortofosfatos disueltos (PO_4^{3-}) y demanda química de oxígeno (DQO), por triplicado. El pH se midió con un potenciómetro HANNA Instruments (pH210, Woonsocket, EE. UU.) Para la medición de turbidez, se evaluó la absorbancia a 600 nm (A_{600}) en un espectrofotómetro Genesis 10 UV-Visible (Thermo Scientific, Waltham, EE. UU.). La CE de las muestras se midió mediante un conductímetro Corning (modelo 441, Quebec, Canadá). El N-NH_4^+ , los ortofosfatos y la DQO se determinaron mediante los métodos estándar 4500-P F, 4500-PE y 5220 D, respectivamente (APHA, 2012). Con excepción del pH, para cada parámetro de calidad de agua se evaluó la eficiencia de remoción en cada riego. Los resultados se reportan como promedios de los porcentajes de eficiencia de cada planta, así como de los testigos.

Análisis estadísticos

Primero se evaluó la normalidad de las remociones medias de los contaminantes por parte de las diferentes unidades de tratamiento individual por medio de la prueba de Shapiro-Wilks en PAST v. 4.5 (Hammer *et al.*, 2001; Oslo, Noruega). Luego, se realizó un análisis de varianza empleando la prueba de medias de Tukey ($\alpha=0.05$) empleando Minitab v.18 (LLC, State College, Pensilvania, EE. UU.) como comparador múltiple. De este modo, pudieron identificarse las diferencias significativas entre las remociones presentadas por las unidades de tratamiento individual y los testigos. En el caso de que los datos no cumplieran con el criterio de la normalidad, se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, además de pruebas pareadas de Mann-Whitney ($\alpha=0.05$), en PAST v. 4.5.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Eficiencias de remoción de contaminantes en las pruebas a escala laboratorio

En la Tabla 1 se presentan los parámetros de la calidad del agua evaluados en las AGL antes de recibir tratamiento, así como los resultados de las mediciones realizadas a la salida de las unidades de tratamiento individual y de los testigos. Igualmente, se incluyen como referencia los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-2021 para contaminantes en aguas residuales que se reúsen para riego de áreas verdes o para infiltración y otros riegos (SEMARNAT, 2022). Como se detallará a continuación, las unidades sembradas con *C. zizanioides*, *P. grandiflora* y *T. pallida* fueron las que más removieron los contaminantes evaluados.

Tabla 1 | Parámetros de calidad de las aguas grises ligeras (AGL) antes y después de su infiltración en las unidades de tratamiento individual y en los testigos.

Parámetros	AGL	Agua infiltrada en unidades de tratamiento individual	Agua infiltrada en testigos	NOM-001*	
	Valores medios	Valores medios	Valores medios	Riego de áreas verdes ^A	Infiltración y otros riegos ^B
CE ($\mu\text{S/cm}$)	1755	1413	1546	–	–
Turbidez (A_{600})	0.445	0.191	0.257	–	–
pH	8.97	7.48	8.1	6–9	6–9
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	3.67	1.06	1.88	–	–
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	4.69	2.09	2.91	–	–
DQO (mg/L)	673	257	353	84	210

* Límites máximos permisibles establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-2021 como valores instantáneos para riego de áreas verdes^A e infiltración y otros riegos^B (SEMARNAT, 2022).

CE: Conductividad eléctrica.

En la figura 3 se presenta el valor promedio del pH del AGL que se empleó en las pruebas, así como los valores determinados en el agua infiltrada en las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. El pH promedio medido en las AGL (8.97) se encuentra en el rango común (de 8.0 a 10) de las aguas provenientes del lavado de ropa, el cual suele resultar del uso de jabones líquidos a base de hidróxido de sodio o lejía (Morel y Diener, 2006). Este valor promedio es prácticamente igual al límite máximo permisible (pH=9) establecido por la norma oficial mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021 para agua que se reúse en riego de áreas verdes o en infiltración y otros riegos (SEMARNAT, 2022).

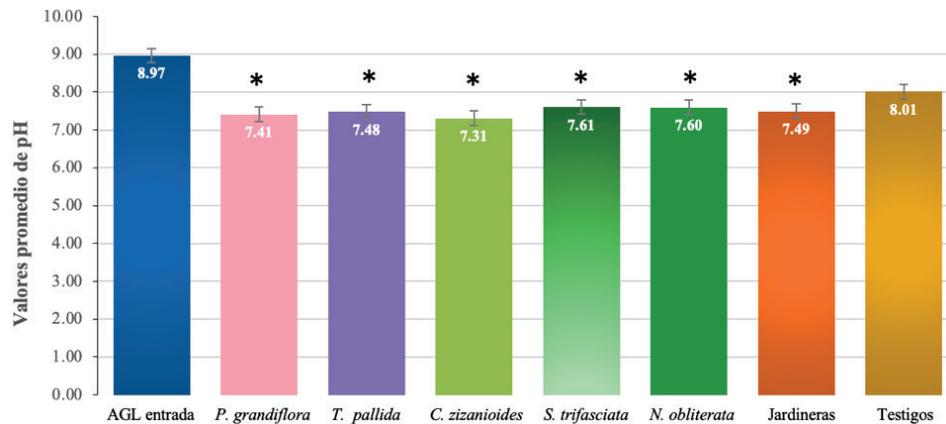


Figura 3 | Valores promedio del pH de las aguas grises ligeras antes y después de su paso por las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. Los valores dentro de cada barra y las marcas de error representan los promedios y las desviaciones estándar, respectivamente, de los datos determinados en los ocho ciclos de alimentación. Los asteriscos señalan valores medios significativamente diferentes ($p < 0.05$) a los producidos por los testigos.

Tras hacer pasar las AGL por los testigos, las unidades de tratamiento individual y las jardineras, se observó un descenso del pH. Destacamos que, por el solo hecho de infiltrar el AGL a través de los materiales analizados en este estudio, el agua adquirió un pH (8.01) que se aleja del límite máximo permisible establecido por la NOM-001-SEMARNAT-2021 (SEMARNAT, 2022). Las unidades de tratamiento individual, así como las jardineras, disminuyeron aún más el pH de las AGL. Particularmente, *C. zizanioides* es la que más disminuyó el pH (hasta 7.31 en promedio). Rojas y Purihuamán (2018) introdujeron esta misma especie en un humedal artificial de flujo superficial relleno de diversas capas de materiales filtrantes (arena, grava, suelo agrícola y humus) y determinaron una disminución de pH aún mayor (de 8.26 a 4.35). En las unidades de tratamiento individual sembradas con *P. grandiflora* se registró un pH promedio de 7.41 en el agua infiltrada, mientras que con *T. pallida*, *N. obliterata* y *S. trifasciata* se midieron pH de 7.48, 7.6 y 7.61, respectivamente.

El rango de pH recomendado para el crecimiento de las plantas y para la eliminación de nitrógeno es de 6.5 a 7.5 (Boano et al., 2020). Asimismo, el pH óptimo para diversos procesos de tratamiento y para la existencia de la mayoría de la vida biológica se encuentra entre la neutralidad y la acidez ligera (de 6.5 a 8) (Ramírez, 2018). No obstante, las plantas consideradas en nuestro estudio parecieron adaptarse al pH alcalino del AGL. Los productos de desecho generados por las raíces de las plantas y los microorganismos asociados a éstas contribuyen a la disminución del pH, ya que al emplear como sustrato la materia orgánica y al oxígeno o los nitratos como aceptores de electrones producen CO_2 y otras especies ácidas, las cuales propician la disminución del pH del afluente (Sasikala et al., 2009).

En la figura 4 se presenta el porcentaje promedio de remoción de turbidez (A_{600}) del AGL alcanzado en las ocho semanas de experimentación por parte de las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. Se puede observar que los testigos, es decir, aquellas unidades que solo se empacaron con suelo, carbón activado granular, zeolita, arena y grava, removieron la materia en suspensión, y por consiguiente la A_{600} , en un 42.4%. Tal como se reporta abundantemente en la bibliografía, la arena y grava son materiales particularmente apropiados en filtros de desbaste para pretratar el agua, puesto que permiten reducir los sólidos suspendidos totales y la turbidez (Brikké y Bredero, 2003). Ahora bien, al complementar el sistema con cualquiera de las plantas seleccionadas, esta remoción aumentó en cada uno de los riegos realizados. En particular, destacamos el desempeño de *C. zizanioides*, que al mostrar una remoción promedio del 65.7% de turbidez en los ocho ciclos de alimentación, fue la más eficiente. Esto también coincide con lo reportado por Rojas y Purihuamán (2018), quienes la utilizaron como única especie en un humedal artificial, y reportaron su eficiencia en la remoción de turbidez del 99.5% en el tratamiento de aguas residuales domésticas en un humedal artificial relleno de diversos materiales filtrantes, como arena, grava, suelo agrícola y humus. *P. grandiflora*, *T. pallida*, *N. obliterata* y *S. trifasciata* le siguieron, con eliminaciones de 60.8, 60.6, 57.1 y 52.8%, respectivamente. Cabe señalar que las jardineras, a pesar de combinar la acción de todas las plantas, no removieron con la misma eficiencia que la unidad de tratamiento individual sembrada con *C. zizanioides*, posiblemente debido al acomodo horizontal de las plantas.

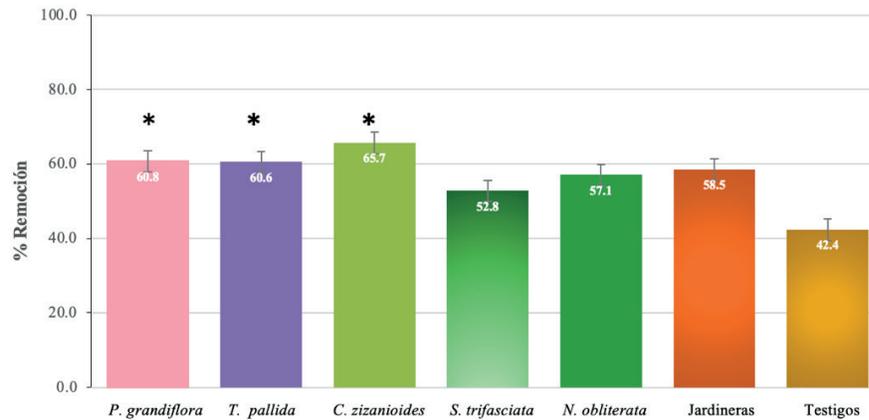


Figura 4 | Remoción de turbidez de las aguas grises ligeras en las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. Los valores dentro de cada barra y las marcas de error representan los promedios y las desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. Los asteriscos señalan remociones medias significativamente diferentes ($p < 0.05$) a las demostradas por los testigos.

La figura 5 presenta el porcentaje de remoción de la conductividad eléctrica (CE) de las AGL. En promedio, los testigos disminuyeron 11.6% este parámetro, gracias a la acción de los materiales filtrantes. En particular, se ha señalado la eficiencia del CAG (Aghakhani *et al.*, 2013) y de las zeolitas (Rezvantalab y Bahadori, 2015) para adsorber iones que contribuyen a la salinidad de aguas residuales. Ahora bien, la paleta vegetal seleccionada contribuye con una mayor disminución de CE en el agua gris infiltrada. Lo anterior se refleja particularmente en la depuración conseguida por *C. zizanioides*, que eliminó la CE con la mayor eficiencia promedio, del 23.2%. En el estudio de Davamani *et al.* (2021) se alcanzó una reducción aún más significativa en la conductividad eléctrica (39.4%) en el tratamiento de aguas grises residuales de una fábrica de cartón de la India al utilizar esta misma especie de pasto en un sistema hidropónico flotante con aireación. *P. grandiflora* y *T. pallida* eliminaron de modo similar la CE del AGL, con eficiencias promedio de 19.3 y 19.2%, respectivamente. Grieve y Suárez (1997) también emplearon una especie del género *Portulaca* (*P. oleracea*) en sistemas para el tratamiento y reutilización de aguas salinas de drenaje en California, y reportaron que es una excelente candidata para este propósito, puesto que es altamente tolerante a las salinidades aportadas por cloruros y sulfatos; además, es una verdolaga con valor nutricional importante, lo cual hace factible su cultivo en sistemas de economía circular que incluyan huertos. Por su parte, *N. obliterata* y *S. trifasciata* redujeron la CE en 17.9 y 16.6%, respectivamente. Prodanovic *et al.* (2020) consideran que esta misma especie de helecho (*N. obliterata*) acumula sales de modo considerable, y por lo tanto es una herramienta efectiva en el control de los niveles de CE, puesto que la disminuyó en 34% en los efluentes de un muro verde que trató eficazmente aguas grises en combinación de una mezcla de perlita y fibra de coco como materiales filtrantes. Finalmente, se observó que las jardineras removieron en promedio 18.8% de la CE; este valor es menor que los conseguidos por las tres plantas más eficientes ya mencionadas. Aunque la salinidad de las aguas grises por lo general no es un problema, llega a ser un peligro cuando se les reusa para irrigación sin que medie tratamiento alguno, puesto que la alta CE puede reducir el potencial de rendimiento de los suelos en el largo plazo (Morel y Diener, 2006).

En la figura 6 se despliegan los porcentajes de remoción de nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$) alcanzados por las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. Los testigos eliminaron el 48.6% del nitrógeno amoniacal entrante. Esto pudo deberse tanto a la zeolita como al suelo empleados en este trabajo, puesto que se trata de materiales con una alta CIC. En particular, la zeolita de tipo mordenita es altamente afin por este contaminante, y lo remueve eficientemente de soluciones acuosas (Trejo-Bustillos, 2023). Al incorporar las plantas, la eliminación del nitrógeno amoniacal se incrementa de modo considerable. La mayor eficiencia (75.5%) se alcanzó, de nuevo, en las unidades de tratamiento individual sembradas con *C. zizanioides*. Esto coincide con la propuesta de Effendi *et al.* (2017), quienes evaluaron esta misma especie para reducir la concentración de amoníaco en las aguas residuales del cultivo de bagre, y consiguieron eliminarlo en un 90.73%. Las eficiencias de remoción de $N-NH_4^+$ de *T. pallida* y *P. grandiflora* fueron del 72.1% para ambas. Consecutivamente, *S. trifasciata* lo eliminó con una eficiencia de 66%, que fue cercana a la alcanzada por *N. obliterata* (65.8%). En otro estudio (Prodanovic *et al.*, 2019), se sembró *N. obliterata*, junto con otras plantas

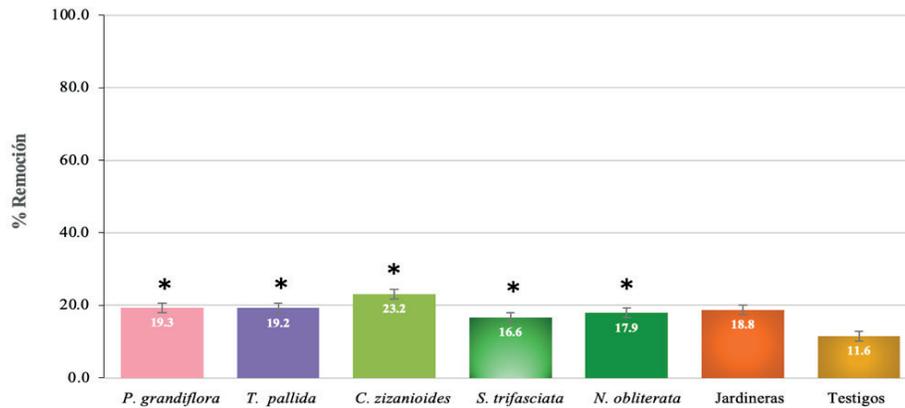


Figura 5 | Remoción de conductividad eléctrica de las aguas grises ligeras en las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. Los valores dentro de cada barra y las marcas de error representan los promedios y las desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. Los asteriscos señalan remociones medias significativamente diferentes ($p < 0.05$) a las demostradas por los testigos.

ornamentales como *Carex appressa*, *Myoporum parvifolium* y *Liriope muscari*, en una mezcla de perlita y fibra de coco como materiales filtrantes en un muro verde que eliminó con mayor eficacia (80%) el nitrógeno amoniacal de aguas grises que la aquí reportada. Algunos de los mecanismos posibles de remoción de este nutriente son biológicos, tales como la absorción vegetal o la nitrificación microbiana (Boano *et al.*, 2020). En cuanto al primer mecanismo, existe una fuerte dependencia de la eliminación de nitrógeno y fósforo con respecto al tipo de planta, probablemente debido al desarrollo de las raíces y la tasa de crecimiento vegetal, lo cual subraya la importancia de la elección de las plantas al momento de diseñar una SbN (Ghamary y Mohajeri, 2021).

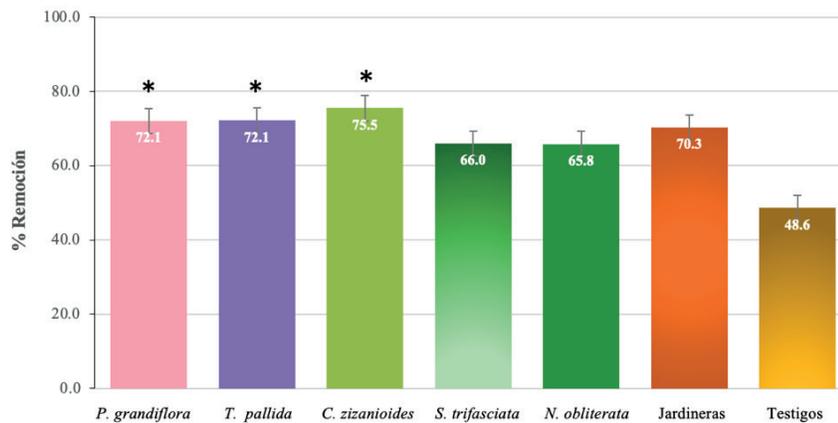


Figura 6 | Remoción de nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$) de las aguas grises ligeras en las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. Los valores dentro de cada barra y las marcas de error representan los promedios y las desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. Los asteriscos señalan remociones medias significativamente diferentes ($p < 0.05$) a las demostradas por los testigos.

Con respecto a las remociones de ortofosfatos disueltos (PO_4^{3-}), estas se condensan en la figura 7. Los materiales filtrantes empleados en los testigos disminuyeron las concentraciones de este contaminante en un 37.4%, posiblemente por adsorción o precipitación. Gracias a la presencia de las plantas, esta eficiencia aumentó en todas las unidades de tratamiento individual. No es el único beneficio que aporta la vegetación: se ha reportado que la adición de una especie vegetal como *Agave salmiana* contribuye a retrasar la aparición del punto de ruptura (*breakthrough point*), que señala la saturación de la capacidad de adsorción, de fosfatos

y metales pesados en sustratos filtrantes empleados en infraestructura urbana verde y azul (Zúñiga-Estrada, 2021). Aunque en este trabajo no se buscó encontrar el punto de saturación de los materiales filtrantes, es probable que, al igual que en la bibliografía citada, las plantas contribuyan a postergar su aparición.

Al igual que para los parámetros ya mencionados, *C. zizanioides* presentó la mayor eliminación de fosfatos (61.9%) de las AGL durante los ocho ciclos de alimentación. Esta eficiencia es mayor que la reportada por Pillai y Vijayan (2012), quienes al incorporar a esta especie de pasto (vetiver) en un sistema de humedal artificial de flujo vertical que contenía grava, arena y turba de coco, consiguieron eliminar este contaminante de aguas grises en un 52%. En las unidades de tratamiento individual sembradas con *T. pallida* y *P. grandiflora* se consiguió la misma remoción media (57.4%). Pradhan *et al.* (2019) eliminaron 67% del fósforo en el tratamiento de aguas grises mediante una infraestructura urbana verde de columnas en la que utilizaron diferentes plantas ornamentales (*Ruellia brittoniana*, *Alternanthera dentata*, *Typha domingensis*, *Acalypha wilkesiana*, *Koeleria glauca* y *P. grandiflora*) e incorporaron fibra de coco, perlita, arcilla expandida liviana, arena, café molido gastado y huesos de dátil como medios filtrantes. *N. obliterata* (“helecho reina”) eliminó 49% de los fosfatos de las AGL, lo cual es inferior a los resultados de Prodanovic *et al.* (2020); como se indicó antes, estos autores implementaron el mismo helecho en un muro verde, con el que consiguieron remover 56.7% de los fosfatos de las aguas grises entrantes, lo cual fue atribuido a la acción conjunta de las plantas y a dos de los materiales filtrantes empleados, el carbón activado y la zeolita. Finalmente, *S. trifasciata* eliminó 49.5% de los fosfatos, mientras que en las jardineras se alcanzó una remoción del 53% de este contaminante.

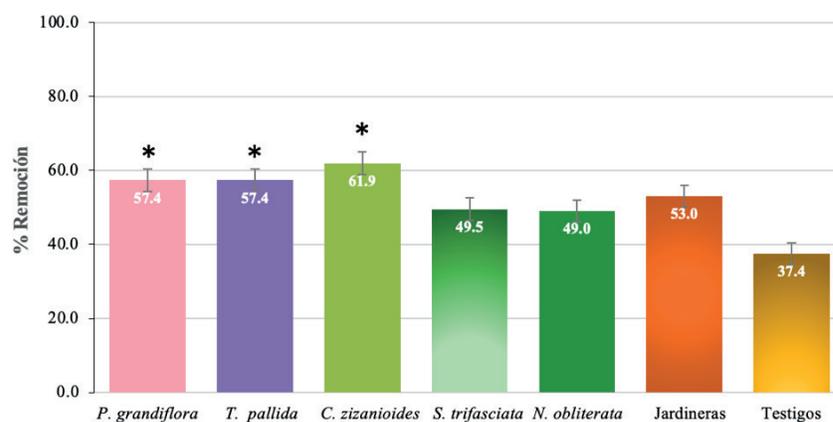


Figura 7 | Remoción de ortofosfatos (PO_4^{3-}) de las aguas grises ligeras en las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. Los valores dentro de cada barra y las marcas de error representan los promedios y las desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. Los asteriscos señalan remociones medias significativamente diferentes ($p < 0.05$) a las demostradas por los testigos.

La figura 8 muestra los porcentajes de remoción de DQO de las AGL tras su infiltración por las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. Ahí se observa que estos últimos removieron en promedio 49.1% de la DQO, muy posiblemente por adsorción en los materiales filtrantes. Entre estos destaca el CAG empleado, el cual removió 47% de la DQO de los efluentes de una granja piscícola en ensayos realizados previamente en columnas empacadas (Aragón-Monter, 2014). Por la incorporación de las plantas y su flora microbiana asociada, se registró una mayor remoción de este parámetro en las unidades de tratamiento individual. De nuevo, *C. zizanioides* demostró la mayor eficiencia de eliminación (en promedio, 73.8% en los ocho ciclos). Este valor es ligeramente superior al reportado por Ramírez (2018), quien introdujo la misma especie en humedales para tratar agua residual sintética, con un porcentaje de remoción de DQO de 66%. En otro trabajo, Truong y Hart (2001) reportaron la eficiencia de vetiver para tratar aguas residuales domésticas, de las que removió DQO en un 64%. *T. pallida* y *P. grandiflora* eliminaron 69.1 y 68.1% de la DQO, respectivamente. La capacidad de *Portulaca* sp. para eliminar DQO ha sido confirmada por varios trabajos. Por ejemplo, Andrade *et al.* (2022) señalaron que un biodigestor unido en serie a un humedal artificial sembrado con *P. oleracea* ofrece un excelente tratamiento de efluentes de la industria láctea, al eliminar el 90% de la DQO. Asimismo, se ha reportado su uso en el tratamiento de efluentes textiles mediante un fitotúnel, en el que se removió 58% de la DQO (Khandare

et al., 2013). Por último, *N. obliterata* y *S. trifasciata* eliminaron la DQO en 62.8, y 60.2%, respectivamente. Para *N. obliterata* se han reportado eficiencias mayores de remoción de DQO; es el caso de Prodanovic *et al.* (2019), quienes eliminaron 88% de la DQO presente en aguas grises domésticas en un muro verde en el que se incorporaron *N. obliterata*, *C. appressa*, *M. parvifolium* y *L. muscari*. Como sucedió con el resto de los parámetros, la eliminación de la DQO no mejoró en las jardineras, donde se introdujeron las cinco plantas estudiadas.

La eliminación de DQO puede explicarse por varios mecanismos, entre los que destaca la adsorción de la materia orgánica en los materiales filtrantes, la absorción que realizan las raíces de las plantas del sistema y la biodegradación que llevan a cabo los microorganismos que viven sobre y alrededor de las raíces de las plantas (Chowdhury y Abaya, 2018). Los productos de la biodegradación son absorbidos por las plantas junto con el nitrógeno, fósforo y otros minerales. A su vez, los microorganismos usan como fuente de nutrientes parte o todos los metabolitos desechados por las plantas a través de su raíz (Núñez *et al.*, 2004). Las capacidades de fitorremediación de las plantas dependen de diferentes factores, tales como los contaminantes presentes, el clima, la longitud de las raíces y sus brotes (Rinitha, 2022). Dewi *et al.* (2019) determinaron que cuanto mayor sea el tiempo de contacto del agua residual con los medios de filtración y las plantas, se incrementará la absorción de los contaminantes y se intensificarán los procesos de degradación microbiana. Dado que en nuestros experimentos este tiempo de contacto es muy corto, es posible que la remoción de DQO se incremente en una SbN en la que se pueda manejar el tiempo de residencia hidráulico mediante el control del flujo de alimentación de las AGL.

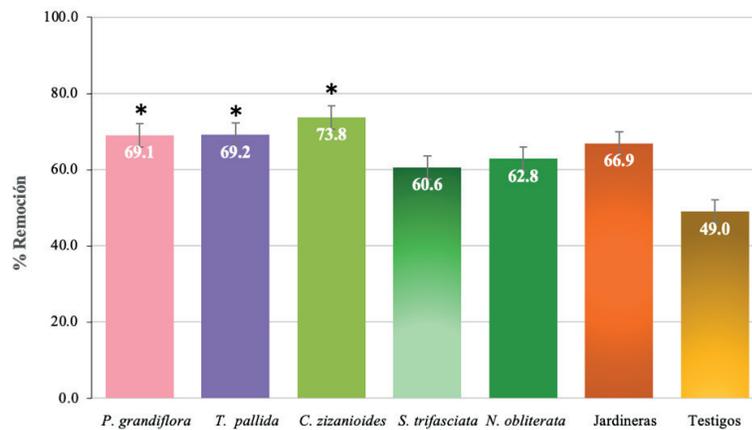


Figura 8 | Remoción de DQO de las aguas grises ligeras en las unidades de tratamiento individual, las jardineras y los testigos. Los valores dentro de cada barra y las marcas de error representan los promedios y las desviaciones estándar, respectivamente, de las remociones determinadas en los ocho ciclos de alimentación. Los asteriscos señalan remociones medias significativamente diferentes ($p < 0.05$) a las demostradas por los testigos.

Análisis estadísticos

Se comparó el pH del AGL y el del agua infiltrada a través de las unidades de tratamiento individual y las jardineras mediante una prueba pareada de Tukey, previa verificación de la normalidad de los datos. Se encontraron diferencias significativas entre el AGL y el agua tratada por las unidades individuales y las jardineras con respecto a los testigos. Asimismo, se determinó que las remociones de turbidez, $N-NH_4^+$ y fosfatos se distribuyeron de modo normal. La remoción de estos tres parámetros en las unidades de tratamiento individual sembradas con *P. grandiflora*, *T. pallida* y *C. zizanioides* fueron las únicas significativamente diferentes a las obtenidas en los testigos. Cuando los datos no cumplieron con el criterio de normalidad, como sucedió con las remociones de CE y DQO, estas se analizaron mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis y las pruebas pareadas de Mann-Whitney. Se encontró que las unidades sembradas con las distintas especies vegetales removieron la CE con una diferencia estadísticamente significativa a la observada en los testigos. Finalmente, se determinó que las unidades de tratamiento individual sembradas con *P. grandiflora*, *T. pallida* y *C. zizanioides* removieron la DQO con una diferencia estadísticamente significativa con respecto a los testigos.

Factibilidad del reúso del agua tratada

En México, la NOM-003-SEMARNAT-1997 establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público (SEMARNAT, 1998). Sin embargo, ninguno de los parámetros considerados por esta norma corresponde a los que se midieron en este trabajo. Así, para establecer si el agua infiltrada a través de las unidades de tratamiento individual obtenida durante los ensayos podría reusarse, se comparó su calidad contra los límites fijados por la NOM-001-SEMARNAT-2021 para aguas residuales que se reúsen en irrigación de áreas verdes o en infiltración y otros riegos (Tabla 1). Se encontró que los efluentes producidos por las unidades de tratamiento individual sembradas con *P. grandiflora*, *T. pallida* y *C. zizanioides* no cumplieron con el límite máximo permisible establecido para el contaminante más abundante en las AGL, a saber, la DQO, en aguas residuales que se reúsen para irrigar áreas verdes, pero sí con el límite fijado para aguas que se reúsen en infiltración y otros riegos.

También podría utilizarse el estándar estadounidense EPA-625-R-04-108 (USEPA, 2004), que regula el reúso del agua residual tratada para riego agrícola de cultivos no alimentarios, con fines recreativos y el reúso ambiental para la creación de humedales artificiales o la mejora de humedales naturales, y que es de cumplimiento obligatorio en los estados de Florida y Washington. Particularmente, para el reúso ambiental, se deben cumplir los límites máximos permisibles de 20 mg/L de DBO₅ y sólidos suspendidos totales, 3 mg/L de nitrógeno amoniacal y 1 mg/L de fósforo total. Encontramos que las aguas infiltradas a través de todas las unidades de tratamiento individual cumplen con lo establecido para el nitrógeno amoniacal, pero que aún se deberían conseguir mayores remociones de fosfatos y posiblemente de materia orgánica para que, según este estándar, el agua gris se reúse con fines ambientales. Como ya se precisó, lo anterior podría conseguirse aumentando el tiempo de retención hidráulico del sistema de tratamiento mediante la disposición en serie de las unidades de tratamiento individual, solo por mencionar una alternativa.

CONCLUSIONES

En este estudio se evaluó el desempeño de una paleta vegetal compuesta por cinco plantas vasculares ornamentales en soluciones basadas en la naturaleza que tratan aguas grises ligeras. Estas plantas mostraron buena tolerancia a las condiciones de los ensayos durante los dos meses de monitoreo. Los contaminantes presentes en el agua gris real se removieron con distinta eficiencia, según su naturaleza, por fitorremediación o debido a las propiedades de los materiales filtrantes. Se observó que los testigos, es decir, los lechos filtrantes desprovistos de cobertura vegetal, contribuyeron positivamente en la calidad del agua. Sin embargo, la incorporación de las plantas fue decisiva en mejorar el tratamiento. Los resultados mostraron que las especies de plantas evaluadas pueden adaptarse con éxito a las aguas grises, y permitieron remover significativamente los contaminantes analizados, con el siguiente orden de eficiencia: *C. zizanioides* > *P. grandiflora* = *T. pallida* > *N. obliterata* > *S. trifasciata*. A partir de la evaluación y el análisis de información de los datos, se identificaron las plantas más prometedoras para el tratamiento de aguas grises ligeras. La planta que presentó mayor eficiencia en la remoción de todos los contaminantes evaluados fue *C. zizanioides*, seguida de *P. grandiflora* y *T. pallida*. El agua infiltrada a través de las unidades sembradas con estas especies vegetales cumplió con la normatividad mexicana para agua que se reúse en infiltración y otros riegos (SEMARNAT, 2022).

Los resultados expuestos en este trabajo destacan que la configuración actual de las pruebas escala laboratorio aún debe mejorarse antes de ser adoptada para el tratamiento y reúso de aguas grises, notablemente a través del incremento en el tiempo de retención hidráulico. Por lo tanto, es importante que esta investigación conduzca a una SbN de tamaño real que trate las aguas grises ligeras a nivel doméstico para que las convierta en aptas para el reúso *in situ*, por ejemplo, en actividades que no requieran calidad de agua potable, tales como el lavado de automóviles, en la limpieza y el lavado de los patios, riego de áreas verdes, descarga de inodoros, entre otras. Dado que este estudio solo se condujo por ocho semanas, es importante que la investigación a escala real también contemple una mayor duración, que permita apreciar la saturación de la capacidad de adsorción de los materiales filtrantes. Aunque en principio la actividad fitorremediadora de la cobertura vegetal retrasa la saturación de la capacidad de adsorción de los sustratos, la estimación del tiempo de vida útil de los materiales es una perspectiva que se desprende de esta investigación. Una vez optimizada la configuración de la SbN para el tratamiento de AGL, podría conseguirse un servicio ecosistémico muy prometedor, que impulse la economía circular del agua a nivel domiciliario.

AGRADECIMIENTOS

Estefanía Aguirre Álvarez agradece al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (CONAHCYT-México) la beca para realizar su posgrado. Los autores agradecen el apoyo brindado por el Proyecto PAO-2022-1389 UAEH y por las profesoras investigadoras María del Refugio González Sandoval (Área Académica de Ingeniería y Arquitectura, UAEH) y María Elena Páez Hernández (Área Académica de Química, UAEH), quienes nos facilitaron el uso de instalaciones y equipos varios.

REFERENCIAS

- Aghakhani, A., Sayed-Farhad, M., Mostafazadeh-Fard, B. 2013. Desalination of saline water with single and combined adsorbents. *Desalination and Water Treatment*, 51, 1928-1935. <https://doi.org/10.1080/19443994.2012.714731>
- Andrade, S.O., Oliveira, A.M.B.M., Silva, S.O., Coelho, L.F.O., Rosendo, T.F., Silva, A.F. 2022. *Phytoremediation analysis with Portulaca oleracea L. in a hybrid system in the treatment of agroindustrial dairy effluents*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4181399>
- Apella, M.C., Araujo, P.Z. 2014. Microbiología del agua. Conceptos básicos. *En: Tecnologías solares para la desinfección y descontaminación del agua*. Universidad Nacional de San Martín, Buenos Aires, Argentina, 33-44.
- APHA. 2012. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22nd edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington D.C., EE. UU.
- Aragón-Monter, R. 2014. *Uso de carbón activado granular (CAG) para el tratamiento de los efluentes de la granja integral de policultivo de Tezontepc de Aldama, Hgo*. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México.
- Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., Galvão, A., Piscoiro, J., Rizzo, A., 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>
- Brikké, F., Bredero, M. 2003. *Linking technology choice with operation and maintenance in the context of community water supply and sanitation: a reference document for planners and project staff*. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/42538>
- Chowdhury, R.K., Abaya, J.S. 2018. An Experimental Study of Greywater Irrigated Green Roof Systems in an Arid Climate. *The Journal of Water Management Modeling*, 26, 1-10, <https://doi.org/10.14796/JWMM.C437>
- Davamani, V., Parameshwari, C.I., Arulmani, S., John, J.E., Poornima, R. 2021. Hydroponic phytoremediation of paperboard mill wastewater by using vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105528, <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105528>
- Dewi, N., Hadisoebroto, R., Fachrul, M. 2019. Removal of ammonia and phosphate parameters from greywater using *Vetiveria zizanioides* in subsurface-constructed wetland. *Journal of Physics: Conference Series*, 1402(3), 033012. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1402/3/033012>
- Effendi, H., Arsy, B.N., Utomo, B.A., Darmawangsa, G.M., Wardiatno, Y. 2017. Ammonia removal of catfish (*Clarias* sp) cultivation wastewater using vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*). *Pollution Research*, 36(3), 419-427.
- Endres, E. D., Sasamori M.H., Cassanego, M., Droste, A. 2015. Biomonitoring of water genotoxicity in a Conservation Unit in the Sinos River Basin, Southern Brazil, using the *Tradescantia* micronucleus bioassay. *Brazilian Journal of Biology*, 75(2), 91-97, <https://doi.org/10.1590/1519-6984.0713>
- Flores, J. 2018. *Sistemas innovadores, jardinería y horticultura vertical en el IMTA*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Coordinación de Riego y Drenaje, Subcoordinación de Ingeniería de Riego, México.

- Friedler, E., Hadari, M. 2006. Economic feasibility of on-site greywater reuse in multi-storey buildings. *Desalination*, 190(1-3), 221-234, <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.10.007>
- Ghaitidak, D.M., Yadav, K.D. 2013. Characteristics and treatment of greywater. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 2795- 2809, <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1533-0>.
- Ghamary, E., Mohajeri, Z. 2021. Efficiency of *Cyperus alternifolius*, *Typha latifolia*, and *Juncus inflexus* in the removal of nitrate from surface water. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 70(5), 654-664, <https://doi.org/10.2166/aqua.2021.103>
- Grieve, C., Suárez, D. 1997. Purslane (*Portulaca oleracea* L.): A halophytic crop for drainage water reuse systems. *Plant and Soil*, 192, 277-283. <https://doi.org/10.1023/A:1004276804529>
- Hammer, O., Harper D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 9.
- Huhn, L. 2015. *Greywater treatment in sand and gravel filters. Low Tech Solution for Sustainable Wastewater Management. Manual for Design, Construction, Operation and Maintenance*. United Nations Environment Programme & Global Programme of Action.
- Imai, S., Shiraishi, A., Gamo, K., Watanabe, I., Okuhata, H., Miyasaka, H., Ikeda, K., Bamba, T., Hirata, K. 2007. Removal of Phenolic Endocrine Disruptors by *Portulaca oleracea*. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 103(5), 420-426, <https://doi.org/10.1263/jbb.103.420>
- Khandare, R.V, Kabra, A.N., Kurade, M.B., Govindwar, S.P. 2011. Phytoremediation potential of *Portulaca grandiflora* hook. (Moss-Rose) in degrading a sulfonated diazo reactive dye Navy Blue HE2R (Reactive Blue 172). *Bioresource Technology*, 102(12), 6774-6777. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.03.094>
- Khandare, R.V., Watharkar, A.D., Kabra, A.N., Kachole, M.S., Govindwar, S.P. 2013. Development of a low-cost, phyto-tunnel system using *Portulaca grandiflora* and its application for the treatment of dye-containing wastewaters. *Biotechnology Letters*, 36(1), 47-55. <https://doi.org/10.1007/s10529-013-1324-1>
- Masi, F., Bresciani, R., Rizzo, A., Edathoot, A., Patwardhan, N., Panse, D., Langergraber, G. 2016. Green walls for greywater treatment and recycling in dense urban areas: A case study in Pune. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 6, 342-357. <https://doi.org/10.2166/washdev.2016.019>.
- Morel, A., Diener, S. 2006. *Greywater management in low and middle-income countries, review of different treatment systems for households or neighborhoods*. Sandec Report No. 14/06, Eawag (Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology), Dübendorf, Suiza.
- Núñez, R.A., Meas Vong Y., Ortega-Borges, R., Olguín, E.J. 2004. Fitorremediación, fundamentos y aplicaciones. *Ciencia*, 55(3), 69-82.
- Page, D., Bekele, E., Vanderzalm, J., Sidhu, J. 2018. Managed aquifer recharge (MAR) in sustainable urban water management. *Water*, 10(3), 239. <https://doi.org/10.3390/w10030239>
- Pillai, J.S., Vijayan, N. 2012. Decentralized greywater treatment for nonpotable, reuse in a vertical flow constructed wetland. *International Conference on Green Technologies (ICGT)*, December 18-20, Trivandrum, India, 58-63. <https://doi.org/10.1109/ICGT.2012.6477948>
- Pradhan, S., Al-Ghamdi, S.G., Mackey, H.R. 2019. Greywater treatment by ornamental plants and media for an integrated green wall system. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 145, 104792. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2019.104792>
- Prodanovic, V., McCarthy, D., Hatt, B., Deletic, A. 2019. Designing green walls for greywater treatment: The role of plants and operational factors on nutrient removal. *Ecological Engineering*, 130, 184-195. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.02.019>
- Prodanovic, V., McCarthy, D., Hatt, B., Deletic, A. 2020. Green wall height and design optimization for effective greywater pollution treatment and reuse. *Journal of Environmental Management*, 261, 110173. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110173>

- Ramírez, J.D. 2018. Evaluación del vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en la caracterización de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Revista Científica en Ciencias Ambientales y Sostenibilidad*, 4, 1-15.
- Rezvantalab, S., Bahadori, F. 2015. Application of Natural Zeolites on Wastewater Treatment. *Asian Journal of Agricultural Research*, 9, 343-349. <https://doi.org/10.3923/ajar.2015.343.349>
- Rinitha, P. 2022. Grey Water Treatment by Phytoremediation Technique-A Comparative Study using Vetiver Grass and Lemon Grass. *International Journal of Engineering Research & Technology*, 10(6), 101-106.
- Rojas, M.Y., Purihuamán, C.N. 2018. Tratamiento de aguas residuales domésticas con la especie vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) en humedales de flujo subsuperficial. *Revista Tzhoeco*, 10(1), 13-19. <https://doi.org/10.26495/rtzh1810.125751>
- Sasikala, S., Tanaka, N., Wah, H.W., Jinadasa, K.B.S.N. 2009. Effects of water level fluctuation on radial oxygen loss, root porosity, and nitrogen removal in subsurface vertical flow wetland mesocosms. *Ecological Engineering*, 35(3), 410-417. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.10.003>
- SEMARNAT. 1998. Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Diario Oficial de la Federación, México, 21 de septiembre de 1998.
- SEMARNAT. 2022. Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, 11 de marzo de 2022.
- Suelee, A.L., Hasan, S.N.M.S., Kusin, F.M. 2017. Phytoremediation Potential of Vetiver Grass (*Vetiveria zizanioides*) for Treatment of Metal Contaminated Water. *Water, Air & Soil Pollution*, 228, 158. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3349-x>
- Tariq, S.R, Iqbal, F., Safa, Y. 2017. An efficient of *Sansevieria trifasciata* plant as biosorbent for the treatment of metal contaminated industrial effluents. *Baghdad Science Journal*, 14, 189. <https://doi.org/10.21123/bsj.2017.14.1.0189>
- Trejo-Bustillos, P.R. 2023. *Uso de óxidos de Mn soportados en toba zeolítica para la descontaminación de aguas grises domiciliarias*. Tesis de maestría, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México.
- Truong, P., Hart, B. 2001. *Vetiver system for wastewater treatment*. Pacific Rim Vetiver Network Technical Bulletin No. 2001. 2001/21.
- UICN. 2016. *Estándar Global de Soluciones basadas en la Naturaleza (SbN)*. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, Gland, Suiza.
- UNESCO. 2017. *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas residuales: El recurso desaprovechado*. WWAP Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas, París, Francia.
- UNESCO. 2018. *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2018. Soluciones basadas en la naturaleza para la gestión del agua*. WWAP Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas, París, Francia.
- USEPA. 2004. *EPA-625-R-04-108. Guidelines for Water Reuse*. United States Environmental Protection Agency, Washington D.C., EE. UU.
- Winston, R.J, Dorsey, J.D., Hunt, W.F. 2016. Quantifying volume reduction and peak flow mitigation for three bioretention cells in clay soils in northeast Ohio. *Science of The Total Environment*, 553(15), 83-95. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.081>
- Zúñiga-Estrada, M.A. 2021. *Tratamiento de la contaminación de escorrentías urbanas en una zona semiárida mediante la aplicación de infraestructura verde y azul*. Tesis de doctorado, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México.