

Proyecto final

**Tratamiento y reutilización de
aguas grises por medio de un
humedal artificial de flujo vertical**



Facultad de Ingeniería
Ingeniería Ambiental

Autora: Romina M. López

Director: Dr. Gabriel Basílico

Año: 2019

Agradecimientos

En primer lugar me gustaría expresar mi agradecimiento al director de este proyecto, el Dr. Gabriel Basílico, quien me alentó en todo momento, me brindó su ayuda, tiempo y conocimientos para poder terminar este trabajo. Gracias a él pude trabajar en el Museo Argentino de Ciencias Naturales, disponiendo de sus recursos como el laboratorio, materiales y el invernáculo.

Al Lic. Gustavo Ruiseñol que colaboró en algunas de las determinaciones analíticas y a Miguel Herman por el suministro del agua de lavado.

También me gustaría agradecer a todo el cuerpo docente que me formó, especialmente a la Dra. Ana Faggi quien me brindó sus conocimientos, oportunidades y enseñanzas a lo largo de mi carrera.

Finalmente quiero agradecer a mi mamá, papá, hermano, abuela y mi novio quienes, junto con mis amigas y mis compañeras de facultad, me acompañaron, ayudaron y apoyaron para poder recibirme de Ingeniera Ambiental.

Financiamiento

Este trabajo contó con financiamiento otorgado por la Universidad de Flores, en el marco de las actividades de investigación desarrolladas por el Laboratorio de Bioindicadores y Remediación (LABIOC-UFLO).

Índice

1	<i>Introducción</i>	7
1.1	Aguas residuales domésticas	8
1.2	Humedales artificiales	9
1.3	Reutilización del agua gris a nivel doméstico	11
1.4	Hipótesis	13
1.5	Objetivos	13
2	<i>Materiales y métodos</i>	14
2.1	Diseño y construcción del humedal de flujo vertical	14
2.2	Evaluación del funcionamiento del humedal	15
2.2.1	Microscopía electrónica de barrido	16
2.3	Ensayo de fitorremediación	16
2.4	Determinaciones físicas y químicas	18
2.5	Determinaciones en plantas	24
2.6	Análisis estadístico	25
3	<i>Resultados y discusión</i>	26
3.1	Funcionamiento del humedal	26
3.1.1	Calidad de agua	26
3.1.2	Imágenes MEB	30
3.2	Ensayo de fitorremediación	31
3.2.1	Calidad de agua	31
3.2.1.1	Variación de pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto	31
3.2.1.2	Sólidos suspendidos, materia orgánica y nutrientes	34
3.2.1.3	Sales disueltas	46
3.2.2	Crecimiento de plantas	57
4	<i>Conclusiones</i>	58
5	<i>Recomendaciones</i>	59
6	<i>Bibliografía</i>	61
7	<i>Anexos</i>	69

Resumen

Debido a la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, el mal manejo de la misma y el aumento poblacional, la disponibilidad de agua potable es cada vez menor. Esto no solamente trae problemas ambientales, sino también económicos y sociales. Por este motivo es necesario evaluar la reutilización del agua en usos que no necesariamente requieren agua potable, tales como el riego.

El objetivo de este trabajo fue estudiar el tratamiento de aguas grises de lavarropas a través de un humedal artificial de flujo vertical, para su posterior reutilización a nivel doméstico. El diseño del humedal consistió en un recipiente cilíndrico con distintos materiales filtrantes, en particular arenas de distinta granulometría y grava. En el humedal se plantaron individuos de las especies *Eryngium sp.* y *Tradescantia fluminensis*.

Se realizaron dos ensayos con agua gris de lavarropas (AG), la cual fue vertida en el humedal para su tratamiento (H). El primer ensayo se realizó con el objetivo de evaluar el funcionamiento del humedal artificial, en relación al taponamiento de los poros del material filtrante. Se establecieron distintas modalidades de tratamiento según el número de veces que el agua era filtrada a través del humedal (NVF), tomando 1, 2 y 4 NVF. A cada NVF se comparó la remoción de los sólidos suspendidos totales (SST), sólidos totales (ST), DQO, entre otras variables, bajo dos condiciones de operación: lavando el humedal con agua de red, antes de verter el agua gris, y sin lavarlo. En el segundo ensayo el agua filtrada por el humedal se destinó a un tratamiento posterior mediante fitorremediación con macrófitas flotantes libres. Las especies vegetales empleadas en este caso fueron *Eichhornia crassipes* (camalote, tratamiento CA), *Salvinia sp.* (acordeón de agua, tratamiento SA) y ambas (tratamiento AM), además de un control sin plantas (tratamiento C). Se realizaron determinaciones de nutrientes, materia orgánica, sólidos suspendidos, sales disueltas, entre otros. Por otra parte, se calcularon diversos índices para cuantificar la aptitud de la reutilización del agua para riego.

En el primer ensayo se obtuvo una alta remoción de todas las variables, debido principalmente al proceso físico de filtración. Los mejores resultados obtenidos correspondieron a los primeros usos del humedal y cuando el mismo era lavado previamente con agua de red. En el segundo ensayo, en relación a los nutrientes, materia orgánica y sólidos suspendidos los tratamientos con macrófitas flotantes arrojaron una remoción mayor o igual a 75%. Las mayores remociones observadas en todos los tratamientos, correspondieron a los SST y la DQO. En lo que respecta a las sales disueltas hubo variables como calcio que se incrementaron en todos los tratamientos, con respecto a AG, mientras que los sulfatos, sodio y cloruros disminuyeron en todos los tratamientos. El tratamiento del agua gris únicamente a través del humedal, mejoró la aptitud del agua para riego, mientras que, debido a la evapotranspiración, el fitotratamiento con las macrófitas flotantes resultó en una calidad inferior para el uso

propuesto. Por otra parte, el fitotratamiento permitió remover mayores cantidades de nutrientes y materia orgánica.

Por lo tanto, el agua tratada únicamente a través del humedal se puede utilizar para limpieza, recarga del depósito de inodoros o para riego. Si se requiere almacenar el agua tratada para un uso posterior distinto al riego, se recomienda el fitotratamiento posterior con macrófitas, debido a las menores concentraciones de materia orgánica y nutrientes que podrían favorecer el crecimiento bacteriano y la generación de olores.

Abreviaturas

AG	Agua gris
AM	Ambas
C	Control
CA	Camalote
Ca ²⁺	Calcio
CE	Conductividad eléctrica
Cl ⁻	Cloruro
D	Dureza
DQO	Demanda química de oxígeno
H	Humedal
K ⁺	Potasio
Mg ²⁺	Magnesio
N – NH ₄ ⁺	Amonio
N – NO ₂ ⁻	Nitritos
N – NO ₃ ⁻	Nitratos
Na ⁺	Sodio
NID	Nitrógeno inorgánico disuelto
NT	Nitrógeno total
NVF	Número de veces que el agua se filtró por el humedal
OD	Oxígeno disuelto
PRS	Fósforo reactivo soluble
PT	Fósforo total
S – SO ₄ ²⁻	Sulfatos
SA	<i>Salvinia sp.</i>
SST	Sólidos suspendidos totales
ST	Sólidos totales

1 Introducción

La Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO), en el informe sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo (2003), indica que el 2,53% del total de agua en la Tierra es dulce, pero menos del 1% es fácilmente accesible para su utilización por parte del ser humano. También afirma que el hombre se apropia del 54% de las aguas de escorrentía accesibles. Del total de agua extraída, el 8% es destinado al uso domiciliario. En relación a Argentina, la extracción hídrica total para el 2011 alcanzó los 37.780 millones de m³/año (FAO, 2015). El uso principal corresponde al riego en el sector agrícola (70,5% del total), seguido por el abastecimiento de agua potable (13 %), el abrevado de ganado (9 %) y el uso industrial (7,5 %) (Calcagno et al., 2000).

Según el Censo de los Estados Unidos, realizado en el año 2010, entre los años 1900 y 2000 la población mundial creció, aproximadamente, un 270% llegando a los 6.100 millones de personas (National Research Council, 2012). Con respecto a Argentina, en el año 2013 la población total del país se encontraba en unos 41 millones de habitantes (FAO, 2015). El incremento poblacional tiene asociado el incremento de la demanda de agua potable. Debido al mal manejo de la misma y su contaminación, su disponibilidad es aún menor y los costos para brindarla son mayores (Romero et al., 2009).

La contaminación del agua se debe principalmente a las actividades antropogénicas, que incorporan sustancias extrañas en los cuerpos de agua superficiales y los acuíferos subterráneos, y ponen en peligro la salud humana, vegetal, animal o del ambiente en general (Flórez Orjuela y Cotes Cuadro, 2006). El vertido de líquidos cloacales y aguas residuales de origen industrial y/o agrícola, uso de agroquímicos, entre otros, incorporan contaminantes tales como materia orgánica, tóxicos y gran cantidad de nutrientes (Blesa, 2018). Esta contaminación de los cuerpos de agua se debe al escaso o nulo tratamiento que tienen las aguas residuales antes de verterlas (Aurazo de Zumaeta, 2004), superando la capacidad de autodepuración de los cuerpos de agua receptores.

Tanto la escasez del agua como su contaminación representan, no solamente problemas ambientales, sino también económicos y sociales. La Organización de las Naciones Unidas (ONU) en la Agenda 2030 propone 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (2016), entre los cuales se encuentra garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos (Objetivo 6). Aquí se detalla que para el año 2030 se debe mejorar la calidad del agua reduciendo la contaminación, eliminando el vertimiento y minimizando la emisión de productos químicos y materiales peligrosos, reduciendo a la mitad el porcentaje de aguas residuales sin tratar y aumentando considerablemente el reciclado y la reutilización sin riesgos a nivel mundial.

1.1 Aguas residuales domésticas

Las aguas residuales pueden ser de origen doméstico, industrial, agropecuario, minero, entre otras, y presentan contaminantes tanto físicos como químicos y biológicos (Beascochea, 2000). Borrero (1999) afirma que algunos de los principales contaminantes de las aguas residuales son: olor, color, sólidos, temperatura, nitrógeno, fósforo, microorganismos patógenos y metales pesados. Estos generan problemas sanitarios, pudiendo provocar serias dificultades a la salud. Asimismo se generan problemas ambientales, como es el caso de la eutrofización de los cuerpos de agua, el cual se produce por un exceso de nutrientes lo que a su vez provoca un aumento de la biomasa de algas y una pérdida de oxígeno disuelto en el agua, entre otros efectos (Luna Pabello y Ramírez Carrillo, 2003).

Los principales nutrientes que causan la eutrofización son el nitrógeno y el fósforo. La nitrificación es la oxidación del amonio a nitrato, teniendo el nitrito como un intermediario de la reacción (Vymazal, 1998). El nitrato es la fuente más importante de nitrógeno de las plantas pero en grandes cantidades resulta perjudicial (Lewis, 1995). En relación al fósforo ocurre algo similar pero, en este caso, son los fosfatos la fuente más importante para la nutrición de las plantas (Lewis, 1995).

Las aguas residuales municipales provienen del sistema de agua de una población; residencias, oficinas, comercios, instituciones, entre otros (Delgadillo et al., 2010). Si el tratamiento de estas aguas es deficiente, suelen presentar concentraciones elevadas de nitrógeno amoniacal, sólidos suspendidos totales, DBO y DQO. En relación a las aguas residuales producidas a nivel doméstico, estas pueden clasificarse como aguas residuales negras y grises. Las primeras representan el líquido cloacal, mientras que las aguas grises incluyen el agua de la cocina, duchas, lavamanos y lavarropas, es decir aquellas que no estén contaminadas con materia fecal u orina (Suárez López et al., 2012). Las aguas negras contienen sólidos y altas cantidades de patógenos y materia orgánica (Niño Rodríguez y Martínez Medina, 2013). Las aguas grises se caracterizan por ser jabonosas, pudiendo contener grasa, aceites, sólidos suspendidos, restos de alimentos, detergentes, espumas, materia orgánica e inorgánica y microorganismos (Franco Alvarado, 2007).

El consumo de agua utilizada para lavar la ropa depende de los hábitos de cada familia, pero según Cortés García (2016) se calcula que es de aproximadamente 60 a 100 litros (L) de agua por lavado. Para una familia de 4 personas, la cantidad de lavados semanales puede estimarse en aproximadamente 4, representando un consumo semanal de 120 a 400 L de agua. Este gasto representa el 12,3% del total del agua del hogar, siendo el tercer gasto de mayor importancia en el hogar (Baquero, 2013). En el caso del agua de lavarropas contiene altas concentraciones de sodio, fósforo, amonio y nitrógeno total, salinidad, alta cantidad de sólidos suspendidos, turbidez, espuma y grasas (Ghaitidak y Yadav, 2013).

1.2 Humedales artificiales

Un humedal natural es la zona de transición entre el ecosistema terrestre y acuático. Son cuerpos de agua con menos de 6 metros de profundidad, en las cuales el suelo se encuentra permanentemente o intermitentemente saturado por agua (Giorgi, 2019). La vegetación presente ayuda a la formación de películas bacterianas, tanto sobre las raíces como sobre los tallos sumergidos, facilita la filtración y la adsorción y absorción de los nutrientes y materia orgánica del agua y, además, aporta oxígeno a la columna de agua (Borrero, 1999).

Desde los años setenta del siglo XX, la utilización de plantas acuáticas y palustres ha demostrado ser una estrategia efectiva en sistemas de descontaminación de aguas residuales (Garcés, et al., 2006). Los humedales construidos por el hombre, o humedales artificiales, son sistemas utilizados para la fitorremediación de aguas residuales (Delgadillo et al., 2010). La fitorremediación consiste en utilizar especies vegetales que eliminan, transportan, estabilizan y/o degradan contaminantes del suelo, sedimentos y agua (Mahmood et al., 2015), es decir es una tecnología que simula el funcionamiento de los humedales naturales para el tratamiento de aguas residuales (Badhe et al., 2014; Castañeda Sarmiento, 2017). Pueden realizar tratamientos secundarios y/o terciarios y tratar aguas residuales a bajos costos sin requerir mantenimiento intensivo (Kadlec et al., 2000).

Los componentes de un humedal artificial son las especies vegetales acuáticas o macrófitas, los microorganismos, el medio de soporte y la tubería para el drenaje del agua (Luna Pabello y Aburto Castañeda, 2014) (Figura 1). Adicionalmente pueden contar con una capa impermeable de materiales naturales como la arcilla, o materiales sintéticos como el polietileno de baja (LDPE) y alta densidad (HDPE).

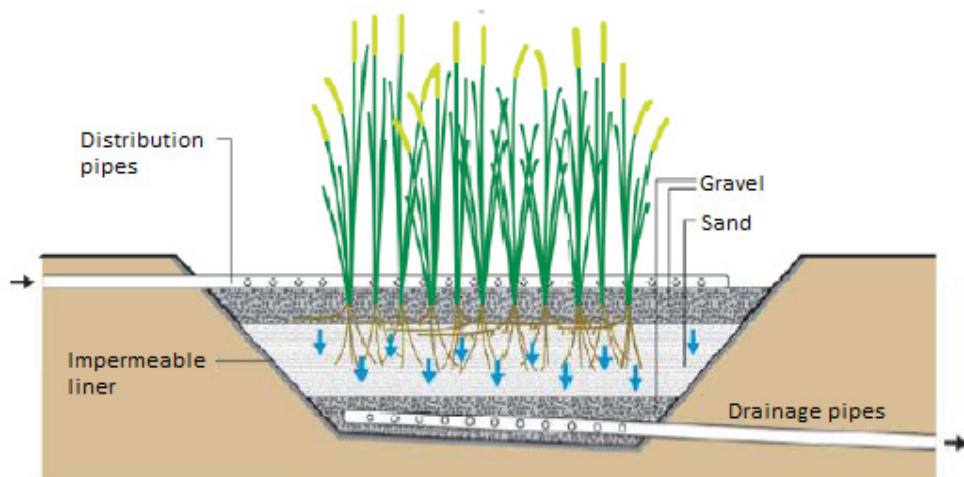


Figura 1. Esquema de un humedal de flujo subsuperficial vertical. Fuente: Hoffmann et al., 2011.

Los mecanismos utilizados para el tratamiento de efluentes por medio de humedales artificiales involucran la oxidación bacteriana, filtración, sedimentación y la acción y absorción de las plantas (USEPA, 2004). Las macrófitas absorben y descomponen nutrientes, materia orgánica e inorgánica (Hidalgo, Montano y Estrada, 2005). El lecho inerte sirve como soporte para el enraizamiento de las especies palustres, además de servir como material filtrante (Delgadillo et al., 2010). Las funciones de los humedales también están reguladas por microorganismos y su simbiosis con la vegetación (Cooper, 1999; Solís Silván et al., 2015).

Las algas constituyen un grupo de organismos que contienen clorofila y llevan a cabo la fotosíntesis, se las puede encontrar tanto en agua dulce como salada y en suelos (Madigan, Martinko y Parker, 2003), y también en humedales construidos. Entre los principales grupos de algas se encuentran las diatomeas, quienes son utilizados como bioindicadores para conocer la presencia o ausencia de diversos contaminantes (Echazú, 2012).

Los humedales artificiales se clasifican en humedales de flujo superficial y flujo subsuperficial, los cuales se caracterizan por presentar macrófitas enraizadas emergentes como el junco (*Schoenoplectus californicus*) o la totora (*Tipha sp.*) (CRICYT, 2007; Delgadillo et al., 2010). Entre los humedales de flujo subsuperficial se distinguen dos tipos: de flujo horizontal y de flujo vertical. Los humedales de flujo horizontal están construidos con una leve pendiente para que el agua que se vierte en un extremo del lecho, se infiltra y trasiega en sentido horizontal, a través del material filtrante y entre las raíces de las plantas, para recogerse al final y en el fondo del lecho (Arias y Brix, 2003). En los humedales de flujo vertical se vierte el agua desde la superficie y percola a través de las diferentes capas de material filtrante, tales como arena y/o grava (Arias y Brix, 2003). Esta fluye de manera vertical y se extrae a través de tuberías perforadas en la parte inferior (Crites et al., 2006). Los humedales de flujo vertical son más adecuados para espacios reducidos que los de flujo horizontal (Hoffmann et al., 2011).

Algunas de las macrófitas flotantes más utilizadas en la fitorremediación son *Eichhornia crassipes*, *Salvinia sp.*, *Pistia stratiotes*, *Wolffia columbiana*, *Lemna sp.*, *Spirodela intermedia*, entre otros (Herath y Vithanage, 2015; Basílico et al., 2013) (Figura 2). *Eichhornia crassipes* (camalote) es una de las especies más estudiadas por sus características depuradoras y su facilidad de proliferación, captando nutrientes, iones y metales pesados (Benítez Pacheco, 2008). Al igual que el camalote, las diversas especies del género *Salvinia* (acordeón de agua) son conocidas por su capacidad para la remoción de varios contaminantes (Nichols et al., 2000; Olguin et al., 2002; Sune et al., 2007; Sanchez-Galván et al., 2008; Xu et al., 2009; Dhir, 2009). Por otra parte, Ansari et al. (2015) afirma que las alternativas de fitorremediación que utilizan varias especies son más eficientes removiendo los nutrientes de las aguas grises, que aquellas que utilizan una sola especie.



Figura 2. *Salvinia* sp. (acordeón de agua, izquierda) y *Eichhornia crassipes* (camalote, derecha). Fuente: <http://www.iucn.org/>

Los humedales artificiales están siendo utilizados a nivel mundial, como en el caso de India, donde demostraron ser eficientes para reducir los contaminantes tanto físicos como químicos (Sharma et al., 2014). Diversos autores (Basílico et al., 2015; Díaz Acero, 2014; García Serrano y Corzo Hernandez, 2008) afirman que los humedales reducen niveles altos de demanda biológica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos (SS), nutrientes y metales pesados.

1.3 Reutilización del agua gris a nivel doméstico

Por la gran demanda de agua potable que se utiliza en los hogares y su creciente escasez, es recomendable su reutilización a nivel doméstico. Asimismo, el ahorro de agua potable significaría menores costos de producción y suministro público, así como también menores gastos en los hogares. En zonas áridas y comunidades donde existen limitaciones con respecto al volumen de agua potable disponible por habitante, la reutilización de la misma es una buena opción que puede ayudar a su conservación (USEPA, 2000).

El agua gris se puede reutilizar para la recarga del depósito de inodoros, para la limpieza de pisos y otras superficies, para riego de jardines y espacios verdes, entre otros usos que requieren gran cantidad de agua, sin necesidad que ésta sea potable (Roldán Santiago, 2016). Baquero (2013) calcula que una persona descarga el inodoro entre 3 o 4 veces al día, por lo tanto una familia tipo de 4 personas lo hará entre 12 y 16 veces al día, siendo la descarga de un inodoro tradicional de 8 a 15 litros, se consumirían entre 96 y 240 L diarios. Además, representa junto con el agua de grifo, el 31,5% del total del agua utilizada, siendo el mayor gasto de agua en el hogar (Figura 3). Con respecto al agua utilizada en el jardín para regar 1 m² a la semana se utilizan 25 L, representando el 4,8% del total del agua del hogar.

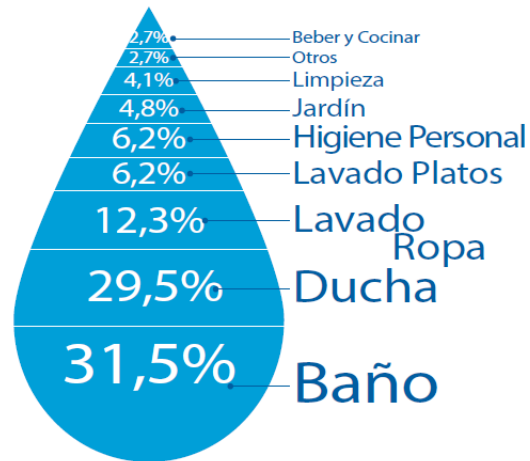


Figura 3. Consumo diario por persona según actividad. Fuente: ETAPA; Baquero, 2013.

Los humedales construidos constituyen una alternativa de tratamiento del agua gris de lavarropas para su posterior reutilización. Luego de filtrarse por el humedal, el agua tratada puede acumularse en un tanque o cisterna y por medio de una tubería el agua es conducida para la alimentación del tanque del inodoro (Kestler Rojas, 2004). Para este uso es necesario previamente realizar una desinfección, para eliminar los posibles patógenos que pueden encontrarse en el agua gris, utilizándose para ello principalmente cloro (Rojas, 2002).

Hoffmann et al. (2011) afirman que para utilizarse en el riego de jardines no es necesaria la desinfección del agua, en el caso de no utilizarse en especies vegetales destinadas a consumo. La modalidad de riego puede ser por inundación, goteo o aspersión, siendo el más indicado el riego por inundación para minimizar la dispersión de aerosoles. A pesar de que las aguas grises presentan nutrientes necesarios para la vegetación, se debe tener precaución con las sales disueltas que puede contener, ya que pueden ser tóxicas para las plantas y dañar la estabilidad estructural del suelo, volviéndolo infértil (Tartabull Puñales y Bentancourt Aguilar, 2016).

Si bien en Argentina los humedales artificiales no tienen mucho desarrollo como en otras partes del mundo, están siendo cada vez más estudiados y utilizados para diversos usos como es el caso de Santo Tomé, Provincia de Santa Fe, para eliminar los contaminantes de efluentes industriales (Frers, 2008). Al mismo tiempo también son utilizados a pequeña escala para el tratamiento de aguas grises y negras, tanto a nivel familiar como comercial, aunque existe poca información acerca de las posibilidades de reutilización del agua tratada.

1.4 Hipótesis

La tecnología de humedales artificiales permite el tratamiento de aguas grises de lavado de ropa, logrando una disminución significativa de sólidos suspendidos, materia orgánica, nutrientes y sales disueltas, mejorando su aptitud para la reutilización del agua a nivel doméstico.

1.5 Objetivos

El objetivo general de este trabajo es diseñar, construir y evaluar el funcionamiento del humedal artificial para el tratamiento de agua gris de lavarropas.

Los objetivos específicos son:

- Diseñar y construir un humedal vegetado de flujo vertical a escala piloto.
- Evaluar el funcionamiento del prototipo construido y de su eficacia en la remoción de sólidos suspendidos, materia orgánica, nutrientes y sales disueltas presentes en el agua gris.
- Proponer diversos usos del agua gris tratada para su reutilización.

2 Materiales y métodos

2.1 Diseño y construcción del humedal de flujo vertical

Este trabajo se llevó a cabo en el Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia” (MACN) y en el Laboratorio de Bioindicadores y Remediación de la Universidad de Flores (LABIOC-UFLO), ambos ubicados en Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

El humedal fue ubicado en un invernáculo perteneciente al MACN. El diseño del humedal de flujo vertical consistió en un recipiente cilíndrico de, aproximadamente, 90 L de capacidad con 0,44 m de diámetro y 0,58 m de altura (Figura 4). En el fondo del recipiente se colocó una tubería perforada de 2,54 cm (1”) de diámetro interno, para que el agua drene de manera uniforme, abarcando una mayor superficie de tratamiento. En la salida de la tubería se instaló una válvula esférica para la regulación del flujo de agua. Como materiales filtrantes se dispusieron capas de distintos materiales y espesores: 12,5 cm de grava (fondo), 7 cm de arena gruesa, 14 cm de arena fina (capa superficial) y un espacio libre de 24,5 cm para contener temporalmente el agua vertida. Antes de su colocación en el humedal, el material filtrante fue lavado varias veces con agua de red para eliminar exceso de sales y otras sustancias disueltas. Por último se plantaron individuos en buen estado fitosanitario de las especies *Eryngium sp.* y *Tradescantia fluminensis*.

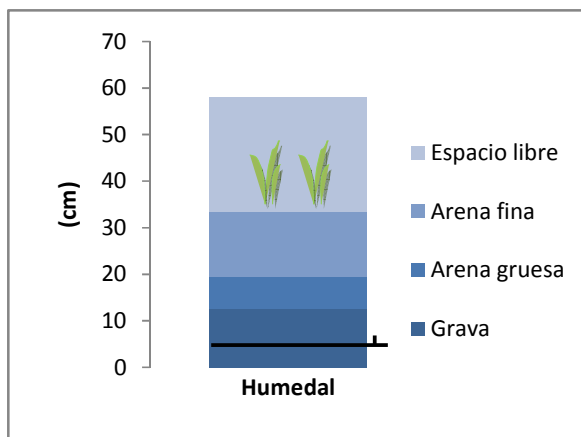


Figura 4. Esquema (izquierda) e imagen (derecha) del humedal construido a escala piloto.

2.2 Evaluación del funcionamiento del humedal

Se realizaron ensayos con agua gris de lavarropas (AG) provista por una familia de dos personas a la cual se le entregó jabón en polvo, jabón líquido y suavizante de unas de las principales marcas comerciales de Argentina, con el objetivo que el agua tenga en todos los lavados prácticamente las mismas características.

El agua gris se colectó en bidones de 20 L con una frecuencia semanal o quincenal. El agua colectada en cada fecha fue vertida en el humedal para su tratamiento en *batch*, el cual se denominó tratamiento H. En el primer uso del humedal se utilizó agua gris de lavado con jabón en polvo. Con el objetivo de incrementar la remoción de los sólidos suspendidos (SS), en una oportunidad se realizó una prueba que consistió en el agregado de un coagulante (2 ml de solución saturada de sulfato de aluminio) por litro de agua filtrada a través del humedal. Luego se tomaron submuestras a las 2 hs (H + S 2 hs) y a las 24 hs (H+S 24 hs).

En el segundo uso del humedal se volvió a verter 20 litros de agua gris pero no se le agregó el coagulante al agua filtrada (tratamiento H). En este caso se utilizó jabón líquido y se comparó la utilización de este con jabón en polvo del primer uso.

Con el objetivo de evaluar el funcionamiento del humedal artificial en relación al taponamiento de los poros del material filtrante (*clogging*), se establecieron distintas modalidades de operación. Estas consistieron en el número de veces que el agua era filtrada a través del humedal (NVF), con 1, 2 y 4 NVF (Figura 5).

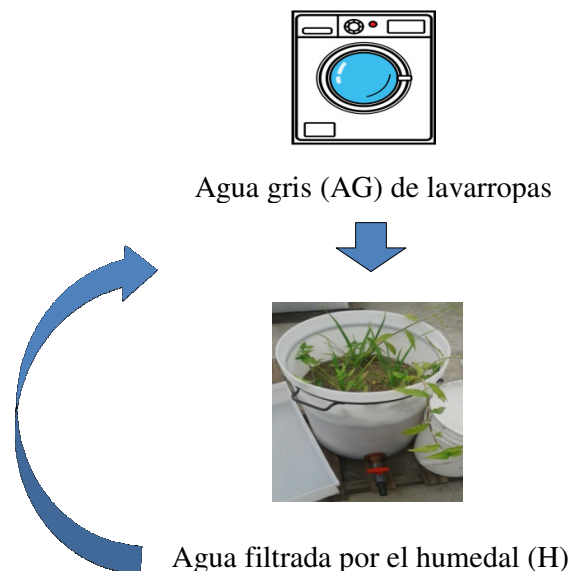


Figura 5. Filtración del agua gris por el humedal. En cada ciclo el NVF fue 1, 2 o 4 según correspondiera.

Luego se volvió a repetir este tratamiento pero lavando antes de cada ciclo el material filtrante con 20 L de agua de red, para comparar si existían diferencias en el funcionamiento del humedal. Para cada NVF se registró la remoción de los sólidos suspendidos totales (SST), sólidos totales (ST) y DQO.

2.2.1 Microscopía electrónica de barrido

El microscopio electrónico de barrido (MEB) utiliza electrones, en lugar de luz, para formar una imagen, utilizando longitudes de onda 10^5 veces menores (Renau Piqueras y Faura, 1994). En este microscopio se “barre” sobre la muestra este haz de electrones, emitiendo una señal que puede registrarse en una pantalla (Naik, 1975). Se pueden observar las muestras con una resolución de unos 4 nm con aumentos de hasta 300.000x (Ipohorski y Bozzano, 2013).

Las membranas filtrantes utilizadas en la determinación de SST fueron observadas al MEB, con distintos aumentos. La preparación de las muestras consistió en secarlas en la estufa a 60 °C. Luego se montaron en un porta muestras de 12,7 mm de diámetro y se metalizaron con paladio-oro (60-40%).

2.3 Ensayo de fitorremediación

En este ensayo se utilizó también agua gris de lavado de ropa (AG) provista por la misma familia de dos personas a la cual se le entregaron los mismos productos para el lavado (jabón líquido + suavizante). Se utilizaron 20 litros de agua gris de lavado de ropas y antes de introducirlos en el humedal se extrajeron 3 muestras para llevar a cabo las determinaciones en el laboratorio y caracterizar el AG. Luego se procedió a la filtración que se extendió hasta un tiempo máximo de 2 horas (tiempo de retención hidráulico, TRH). Del agua filtrada a través del humedal (tratamiento H) se extrajeron 3 muestras para realizar las determinaciones físicas y químicas correspondientes. Seguidamente, se vertió 1 L del agua filtrada obtenida en contenedores diferentes para su post-tratamiento mediante fitorremediación con macrófitas flotantes libres (Figura 6).

Las especies vegetales empleadas en el ensayo fueron *Eichhornia crassipes* (camalote, tratamiento CA), *Salvinia sp.* (acordeón de agua, tratamiento SA) y ambas (tratamiento AM), además de un control sin plantas (tratamiento C) (Figuras 6 y 7). Se seleccionó un Diseño Completamente Aleatorizado. El ensayo tuvo una duración de cuatro días.

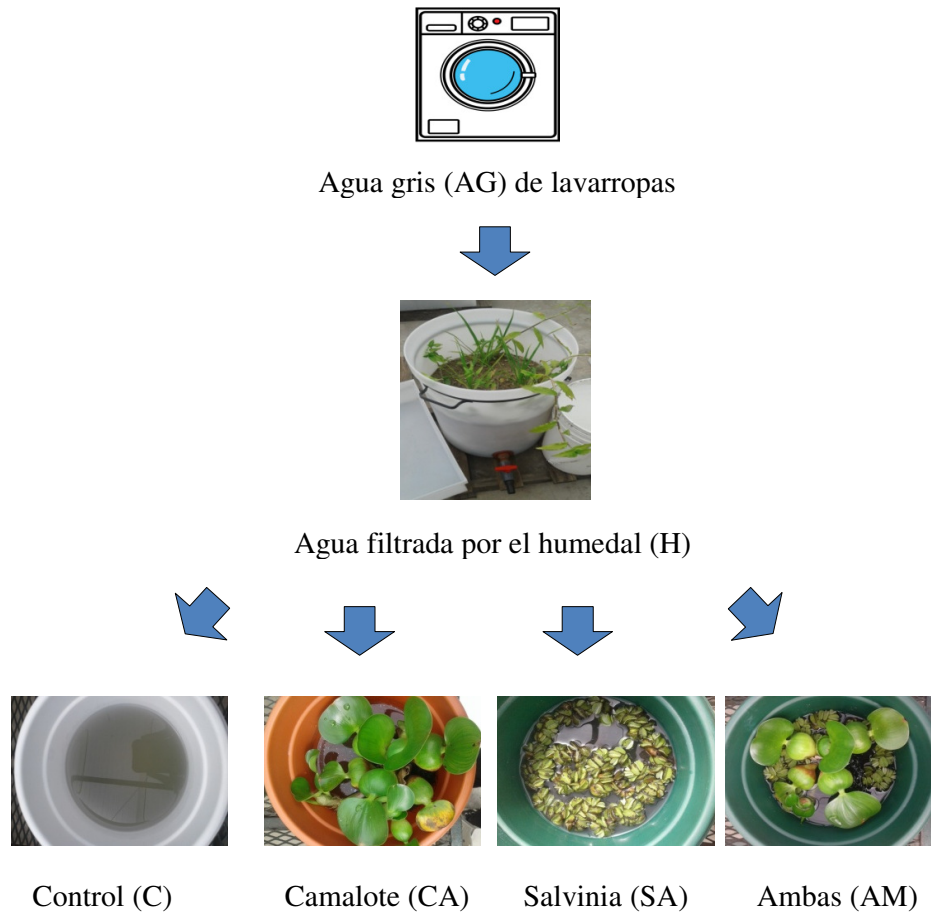


Figura 6. Ensayo de fitorremediación.



Figura 7. Fitorremediación con *Eichhornia crassipes* (camalote, tratamiento CA), *Salvinia sp.* (acordeón de agua, tratamiento SA), ambas (tratamiento AM) y control (tratamiento C).

2.4 Determinaciones físicas y químicas

Las determinaciones físico-químicas fueron realizadas en el MACN (Figura 8) y en un laboratorio privado certificado, mientras que el procesamiento de los datos fue realizado en el LABIOC-UFLO.

En el ensayo de fitorremediación se midieron diariamente las variables pH, conductividad eléctrica (CE), temperatura (°C) y oxígeno disuelto (OD). Las muestras de agua fueron filtradas a través de filtros tipo Whatman GF/C de 0,45 µm de tamaño de poro. Las concentraciones de diversas variables fueron determinadas según métodos normalizados (Tabla 1).

La remoción de los analitos fue calculada mediante la Ec. 1:

$$\%R = 100 * \left(1 - \frac{C_f}{C_i}\right) \quad \text{Ec. 1}$$

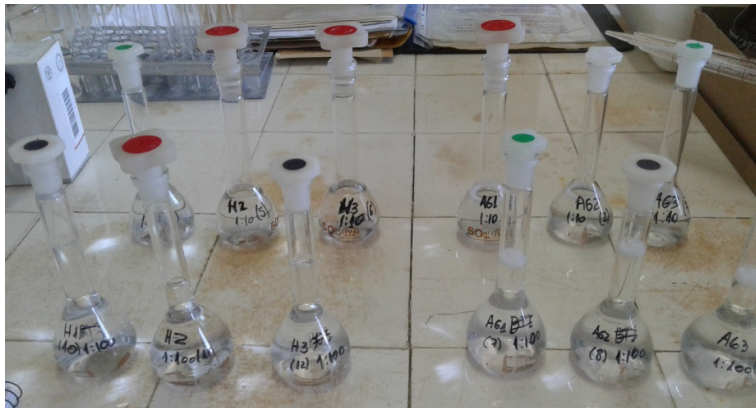


Figura 8. Determinaciones en el laboratorio.

Tabla 1. Metodología de las determinaciones físicas y químicas realizadas en muestras de agua.

Parámetros	Equipo/Métodos	Referencias
pH	Sensor marca Hanna	
Conductividad eléctrica (CE)	Sensor marca Hanna modelo HI 98129	
Temperatura (°C)	Sensor marca Hanna modelo HI 98129	
Oxígeno disuelto (OD)	Sensor marca Hanna modelo HI 9146	
Sólidos suspendidos totales (SST)	Gravimetría	Golterman et al 1978
Sólidos totales (ST)	Gravimetría. Evaporación de un volumen conocido de muestra a 90°C	APHA et al. 2012
Demanda química de oxígeno (DQO)	Digestión en medio ácido y oxidación con dicromato de potasio	APHA et al. 2012
Amonio (N – NH₄⁺)	Indofenol azul	Mackereth et al. 1989
Nitritos (N – NO₂⁻)	Colorimetría	Strickland y Parsons 1972
Nitratos (N – NO₃⁻)	Colorimetría, previa reducción con sulfato de hidracina	Strickland y Parsons 1972
Nitrógeno inorgánico disuelto (NID)	Suma de amonio, nitritos y nitratos	
Nitrógeno total (NT)	Kjeldahl	APHA et al. 2012
Fósforo reactivo soluble (PRS)	Molibdato ascórbico	Strickland y Parsons 1972
Fósforo total (PT)	Molibdato ascórbico con digestión previa	Strickland y Parsons 1972
Calcio (Ca²⁺)	Volumetría con EDTA	APHA et al. 2012
Magnesio (Mg⁺)	Volumetría con EDTA	APHA et al. 2012
Dureza (D)	Cálculo basado en concentraciones de Ca ²⁺ y Mg ²⁺	APHA et al. 2012
Sulfatos (S – SO₄⁻)	Turbidimetría	APHA et al. 2012
Sodio (Na⁺)	Fotometría de llama	APHA et al. 2012
Potasio (K⁺)	Fotometría de llama	APHA et al. 2012
Cloruro (Cl⁻)	Volumetría con nitrato de plata	APHA et al. 1992

Para evaluar si el agua de los tratamientos resultaba apta para riego se utilizaron diversos índices:

- Conductividad eléctrica (CE). Esta variable expresa indirectamente la concentración total de sales solubles contenida en el agua (Dorrnsoro, 2001). Se establece que el valor máximo recomendado para utilizar el agua para riego es 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabla 2).

Tabla 2. Clasificación de aguas para riego

Clase de agua	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
Excelente	250
Buena	250-750
Permisible	750-2000
Uso dudoso	2000-3000
Inapropiada	3000

Fuente: James et al. (1982) en Dorrnsoro (2001).

- Dureza (D). Esta representa la concentración de iones presentes en el agua, siendo los principales los cationes de calcio y magnesio (Neira Gutiérrez, 2006). Se calcula mediante la Ec. 2:

$$D = (2,497 \times [\text{Ca}^{2+}]) + (4,118 \times [\text{Mg}^{2+}]) \quad \text{Ec. 2}$$

Dependiendo la concentración de las sales en el agua se va a clasificar en aguas blandas o duras (Tabla 3) (Rodríguez Zamora, 2009). El calcio y el magnesio son nutrientes necesarios para el crecimiento de las plantas, pero el exceso de los mismos puede producir alteraciones tanto en las propias plantas como en el suelo.

Tabla 3. Clasificación del agua en función de la dureza del agua en miligramos de carbonato de calcio por litro ($\text{mg CaCO}_3/\text{l}$).

Tipo de agua	Dureza ($\text{mg CaCO}_3/\text{l}$)
Blanda	< 60
Moderadamente dura	61 - 120
Dura	121 - 180
Muy dura	>180

Fuente: Rodríguez Zamora (2009).

- Relación de adsorción de sodio (RAS). Este índice se utiliza para determinar el peligro del sodio en el agua de riego (Sadzawka, 2006) y para prever la degradación que puede provocar en el suelo (Canovas Cuencas, 1986). Se calcula en base a las concentraciones de sodio, calcio y magnesio expresadas en meq/l, mediante la Ec. 3:

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}}{\sqrt{\frac{(\text{Ca}+\text{Mg})}{2}}} \quad \text{Ec. 3}$$

El valor obtenido no tiene unidades y se lo clasifica desde riesgo bajo hasta muy alto, donde es nocivo tanto para el suelo como para la vegetación (Tabla 4) (Tartabull Puñales y Bentancourt Aguilar, 2016).

Tabla 4. Clasificación del riesgo en función de la RAS.

RAS	Riesgo
0 – 10	Bajo
10 – 18	Medio
18 – 26	Alto
Más de 26	Muy alto

Fuente: Canovas Cuencas (1986).

- Clasificación de aguas de riego según las normas Riverside. Estas normas tienen en cuenta la conductividad eléctrica y la RAS (De los Ángeles Megía, 2007). Se establecen clases o categorías según las letras C y S (primeras iniciales de cada uno de los índices escogidos) afectadas con subíndices numéricos, que varían entre 1 a 4, dependiendo del riesgo para el cultivo (Tabla 5 y Figura 9) (De los Ángeles Megía, 2007).

Tabla 5. Clasificación de las aguas según las normas Riverside

Categorías	Calidad y normas de uso
C1	Agua de baja salinidad, apta para el riego.
C2	Agua de salinidad media, apta para el riego. Puede ser necesario emplear volúmenes de agua en exceso y utilizar cultivos tolerantes a la salinidad.
C3	Agua de salinidad alta que puede utilizarse para el riego de suelos con buen drenaje, empleando volúmenes de agua en exceso para lavar el suelo y utilizando cultivos muy tolerantes a la salinidad.
C4	Agua de salinidad muy alta que en muchos casos no es apta para el riego. Sólo debe usarse en suelos muy permeables y con buen drenaje, empleando volúmenes en exceso para lavar las sales del suelo y utilizando cultivos muy tolerantes a la salinidad.
S1	Agua con bajo contenido en sodio, apta para el riego en la mayoría de los casos.
S2	Agua con contenido medio en sodio, y por lo tanto, con cierto peligro de acumulación de sodio en el suelo, especialmente en suelos de textura fina y de baja permeabilidad.
S3	Agua con alto contenido en sodio y gran peligro de acumulación de sodio en el suelo. Se requiere un buen drenaje y el empleo de volúmenes copiosos de riego.
S4	Agua con contenido muy alto de sodio. No es aconsejable para el riego en general, excepto en caso de baja salinidad y tomando todas las precauciones apuntadas.

Fuente: Cieza Coronel (2015).

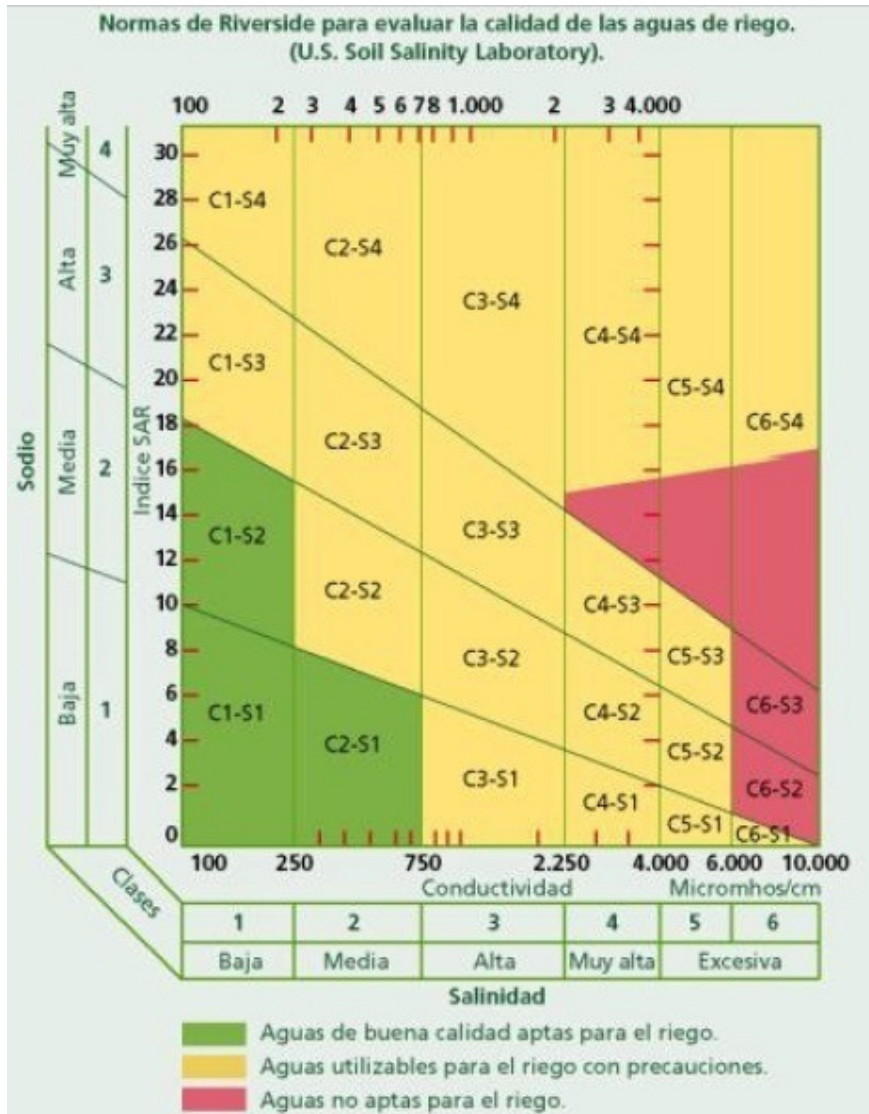


Figura 9. Clasificación de las aguas según las normas Riverside. Fuente: Cieza Coronel (2015).

- Índice de Kelly (IK). Evalúa la calidad del agua en función del porcentaje de calcio sobre la suma de las concentraciones de calcio, magnesio y sodio, con la Ec. 4 (Pérez Sánchez, 2012):

$$\text{Índice de Kelly} = \frac{\text{Ca}}{(\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na})} * 100 \quad \text{Ec. 4}$$

Las aguas cuyo valor del IK sea superior al 35% son buenas para riego (De los Ángeles Megia, 2007).

- Sodio porcentual (Na%). Este es la relación entre la concentración de sodio y la suma de las concentraciones de sodio, potasio, calcio y magnesio (Sadzawka, 2006). Se calcula con la Ec. 5:

$$\text{Na\%} = \frac{\text{Na}}{(\text{Na} + \text{K} + \text{Ca} + \text{Mg})} * 100 \quad \text{Ec. 5}$$

El resultado máximo sugerido para agua de riego es 35% (Sadzawka, 2006).

2.5 Determinaciones en plantas

Al inicio del ensayo se registró el peso fresco de las macrófitas flotantes y luego de 4 días de tratamiento se extrajeron para la medición del peso fresco y su posterior medición de peso seco. Este último peso se obtuvo luego de secado en estufa a 60 °C hasta peso constante. Luego se calcularon tasa de crecimiento relativo (TCR) y la tasa de crecimiento absoluto (TCA).

Mediante la Ec. 6 se calculó la TCR, la cual se define como el incremento de biomasa por unidad de biomasa y tiempo (Lallana y Lallana, 2004).

$$\text{TCR} = \frac{\ln w_2 - \ln w_1}{t_2 - t_1} \quad \text{Ec. 6}$$

donde w = peso seco y t = tiempo

La TCA representa el incremento de material vegetal por unidad de tiempo (Lallana y Lallana, 2004), se calculó con la Ec. 7:

$$\text{TCA} = \frac{w_2 - w_1}{t_2 - t_1} \quad \text{Ec. 7}$$

2.6 Análisis estadístico

Los datos obtenidos fueron evaluados utilizando análisis exploratorio y técnicas univariadas paramétricas (ANOVA) o no paramétricas (prueba de Kruskal-Wallis con comparaciones *post hoc* pareadas) según corresponda (Hernández Sampieri et al., 2014). Se realizó la prueba de Shapiro-Wilks, para evaluar la normalidad de los datos. Se utilizó la prueba de Levene para evaluar la homogeneidad de varianzas entre los distintos tratamientos. En los casos que no se cumplieran los supuestos de normalidad y/u homocedasia, los datos fueron transformados. Por último para diferenciar los grupos estadísticamente significativos se realizaron contrastes *posthoc* de Tukey (Zar, 1996).

3 Resultados y discusión

3.1 Funcionamiento del humedal

3.1.1 Calidad de agua

Como parte de la evaluación preliminar del humedal se midieron las variables pH, conductividad eléctrica (CE), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos totales (ST) y demanda química de oxígeno (DQO) del agua gris de lavado de ropa (AG) y luego de la filtración por el humedal (H). En la Tabla 6 se encuentran los resultados del primer uso del humedal, correspondiente al agua gris de lavado con jabon en polvo, y al segundo, con jabón líquido. En ambos casos el agua se filtró por el humedal una sola vez (NVF = 1). En el agua tratada a través del humedal (H) se obtuvieron valores muy bajos de las variables SST, ST y DQO, en comparación con AG. Los porcentajes de remoción fueron 96 % para los SST, 88% para los ST y 99 % para la DQO.

Con respecto al uso del sulfato de aluminio se puede observar a simple vista en la Figura 10 que los sólidos suspendidos disminuyeron notoriamente. Luego de 2 horas el porcentaje de remoción de los SST en el tratamiento con sulfato de aluminio (H + S_{2hs}) resultó 97%, mientras que los ST fueron removidos en un 87%. Luego de 24 hs (H + S_{24hs}) los SST fueron removidos en un 99,6% y la DQO en un 99%. El pH y la CE del agua filtrada a través del humedal (H) también disminuyeron.

En relación al segundo uso del humedal, no resultó tan efectivo como el primero, ya que únicamente se observó una remoción de SST del 42%, destacándose el gran incremento de la CE y los ST (292%). A diferencia del primer uso, el pH aumentó luego de filtrarse por el humedal. El incremento de la CE y los ST indican que en el segundo ciclo de utilización del humedal hubo un arrastre de las sales retenidas durante el primer ciclo.

Tabla 6. Valores de pH, CE, SST, ST y DQO en el primer y segundo uso del humedal utilizando agua gris con jabón en polvo y jabón líquido. TRH: tiempo de retención hidráulica en el humedal. ↑: incremento porcentual. Sd: sin datos. No se realizó un lavado del humedal entre los primeros usos.

Modalidad	Variables							
		pH	CE (μ S/cm)	SST (mg/l)	ST (mg/l)	DQO (mg/l)	TRH (min)	
Primer uso con jabón en polvo	AG	7,89	4482	745	5208	4780		
	NVF= 1 n=1	H	7,15	886	29	653	70	30
		H+S 2 hs	6,27	913	24	679	sd.	N.A.
		H+S 24 hs	sd.	sd.	3	sd.	64	N.A.
Variación (%)		H	N.A.	N.A.	96	88	99	
		H+S 2 hs	N.A.	N.A.	97	87	sd.	N.A.
		H+S 24 hs	N.A.	N.A.	99	sd.	99	
Segundo uso con jabón líquido	NVF= 1 n=1	AG	6.94	498	210	825	849	
		H	7.42	3700	122	3236	1008	77
Variación (%)		H	N.A.	N.A.	42	↑ 292	↑ 18	N.A.

N.A. no aplica.

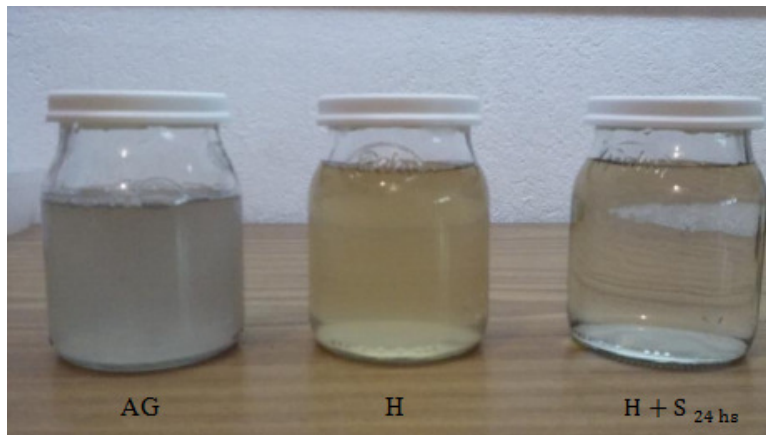


Figura 10. Muestras del agua gris de lavado con jabón líquido sin tratamiento (AG), tratamiento humedal (H) y tratamiento con sulfato de aluminio luego de 24 hs (H + S₂₄ hs).

En la Tabla 7 se puede observar como el humedal fue disminuyendo su efectividad a medida que se incrementaba el número de veces que el agua era filtrada a través del humedal (NVF). Se destaca NVF = 1 con una remoción de SST de 97%, ST de 81 % y

DQO de 98%, mientras que para un NVF = 4 se observaron resultados inferiores, con remociones de SST de 79% y DQO de 59% y con un aumento de los ST de 23%.

Tabla 7. Valores de pH, CE, SST, ST y DQO sin lavado previo del humedal utilizando agua gris con jabón líquido. TRH: tiempo de retención hidráulica en el humedal. ↑: incremento porcentual. Sd: sin datos.

Modalidad	Variables						TRH (min)	
		pH	CE (μS/cm)	SST (mg/l)	ST (mg/l)	DQO (mg/l)		
Sin lavado previo	NVF = 1 (n=2)	AG	6,72 ± 0,64	792 ± 206	271 ± 18	1593 ± 79	2481 ± 2007	sd.
		H	7,16 ± 0,11	491 ± 82	9 ± 2	299 ± 54	47 ± 19	
	Variación (%)		N.A.	N.A.	97	81	98	N.A.
	NVF = 2 (n=4)	AG	6,56 ± 0,31	712 ± 180	263 ± 40	1427 ± 646	2141 ± 1541	86
		H	7,23 ± 0,08	913 ± 164	47 ± 24	816 ± 248	207 ± 213	
	Variación (%)		N.A.	N.A.	82	43	90	N.A.
	NVF = 4 (n=1)	AG	6.79	536	129	866	908	107
		H	7.35	1250	26	1063	375	
	Variación (%)		N.A.	N.A.	79	↑ 23	59	N.A.

N.A.: no aplica.

Cuando se realizó el lavado previo del humedal con agua de red, el tratamiento H con un NVF = 1 obtuvo mejores resultados que NVF = 2 (Tabla 8). La remoción de los SST de NVF = 1 fue del 98% mientras que para NVF = 2 fue un 86%. La remoción de los ST de NVF = 1 fue del 82% y para NVF = 2 resultó 53%. Por último la remoción de la DQO fue del 98% y para NVF = 2 resultó 95%. Para ambos casos el pH aumentó y la conductividad eléctrica (CE) disminuyó.

Tabla 8. Concentraciones de pH, CE, SST, ST y DQO con lavado previo del humedal utilizando agua gris con jabon líquido. TRH: tiempo de retención hidráulica en el humedal.

Modalidad		Variables					TRH (min)	
		pH	CE (μ S/cm)	SST (mg/l)	ST (mg/l)	DQO (mg/l)		
NVF = 1 (n=1)	AG	6,57	711	282	1639	2000	50	
	H	7,16	496	7	299	50		
Con lavado previo	Variación (%)	N.A.	N.A.	98	88	98	N.A.	
	NVF = 2 (n=1)	AG	6,78	524	113	839	914	60
		H	6,90	493	16	394	45	
	Variación (%)	N.A.	N.A.	86	53	95	N.A.	

N.A. no aplica

Tanto en los usos con y sin lavado previo el pH aumentó luego de filtrarse por el humedal. Ojeda et al. (2014) afirman que el material filtrante puede aportar alcalinidad al agua y por este motivo puedo haber aumentado el pH en el tratamiento del agua gris a través del humedal (H).

El aumento de la CE observado en el agua tratada mediante el humedal (H), con respecto al agua gris sin tratamiento (AG), ocurrió posiblemente debido a la desorción de sales disueltas en el agua en el material filtrante del humedal correspondientes a lavados previos. El incremento de la CE no se observó cuando se realizó un lavado previo del humedal. Los valores de la CE están relacionados con las sales presentes en el agua, donde a una mayor conductividad habrá una mayor presencia de sólidos disueltos (Corrales Duque y Rodríguez Malagón, 2014). Por este motivo, al aumentar la CE los ST aumentaron o tuvieron una baja remoción, en cambio cuando la CE disminuyó, se observó una remoción alta de ST.

Yáñez Torrente (2018) asegura que la disminución de los SST y los ST en humedales artificiales, se debe a la filtración. Las raíces de las especies palustres, ubicadas en el humedal, y principalmente el medio poroso, actúan como filtro reduciendo los SST y brindan sitios para la adsorción de iones, reduciendo la carga de sales disueltas. La principal problemática en la operación a largo plazo de los humedales construidos es la acumulación de los sólidos en el medio poroso (tajonamiento o *clogging*), que disminuye la conductividad hidráulica y su capacidad filtrante.

El incremento de los sólidos totales se atribuyó a que estos quedaron retenidos en el filtro del humedal, para luego ser arrastrados durante el segundo ciclo (Miller, 2007). Asimismo a medida que aumentaban el NVF, el porcentaje de remoción de los SST y ST disminuía, arrojando los mejores resultados el primer uso (jabón en polvo) y en la

filtración sin lavado previo con NVF = 1. En relación a la filtración con lavado previo ambos NVF obtuvieron mejores resultados que sin lavado previo, y a pesar que lavarse con agua de red, continuó dando mejor resultado el NVF = 1.

En relación a la DQO, su remoción también se atribuye a la acción filtrante del medio poroso y en menor medida a la actividad biológica del mismo (Rodríguez Monroy y Durán de Bazúa, 2006; Romero et al., 2009). Los microorganismos se encuentran adheridos al medio poroso, formando biopelículas, las cuales eliminan la materia orgánica (Vymazal, 1998), aunque el TRH en el humedal resultó demasiado bajo para que la remoción biológica tuviera una importancia significativa.

3.1.2 Imágenes MEB

En la Figura 11 se puede observar las membranas de fibra de vidrio utilizadas en la determinación de SST, que fueron observadas al MEB con aumento de 200x. Prácticamente la totalidad de los sólidos en suspensión fueron removidos por el humedal.

Entre los sólidos observados se pudieron distinguir diatomeas y granos de polen (Figura 12). Como se mencionó anteriormente Madigan et al. (2003) afirman que las diatomeas se encuentran en las aguas dulces, saladas y suelos, por lo tanto se pudieron haber desarrollado en el humedal, o provenir del medio filtrante e incluso del agua gris. Lo mismo pudo haber sucedido con el grano de polen.

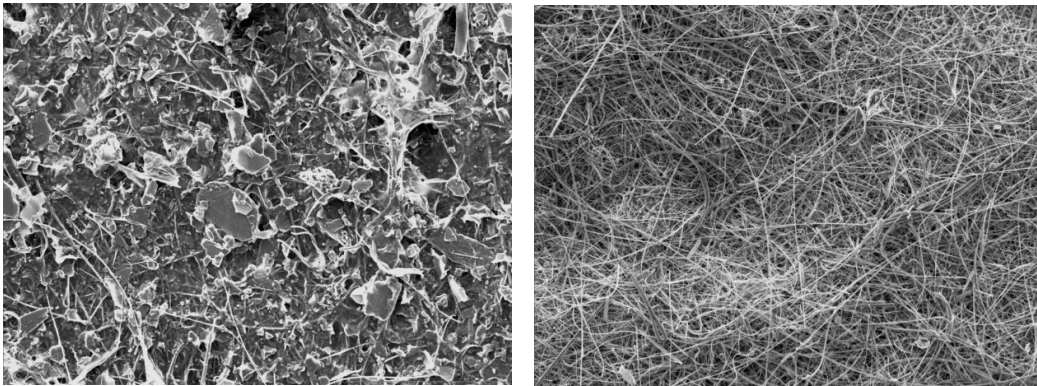


Figura 11. Membranas de fibra de vidrio utilizadas para la determinación de SST en AG (izquierda) y agua tratada (H, derecha). Obsérvese la escasa cantidad de sólidos presentes en el agua H. Aumento de ambas imágenes: 200x.

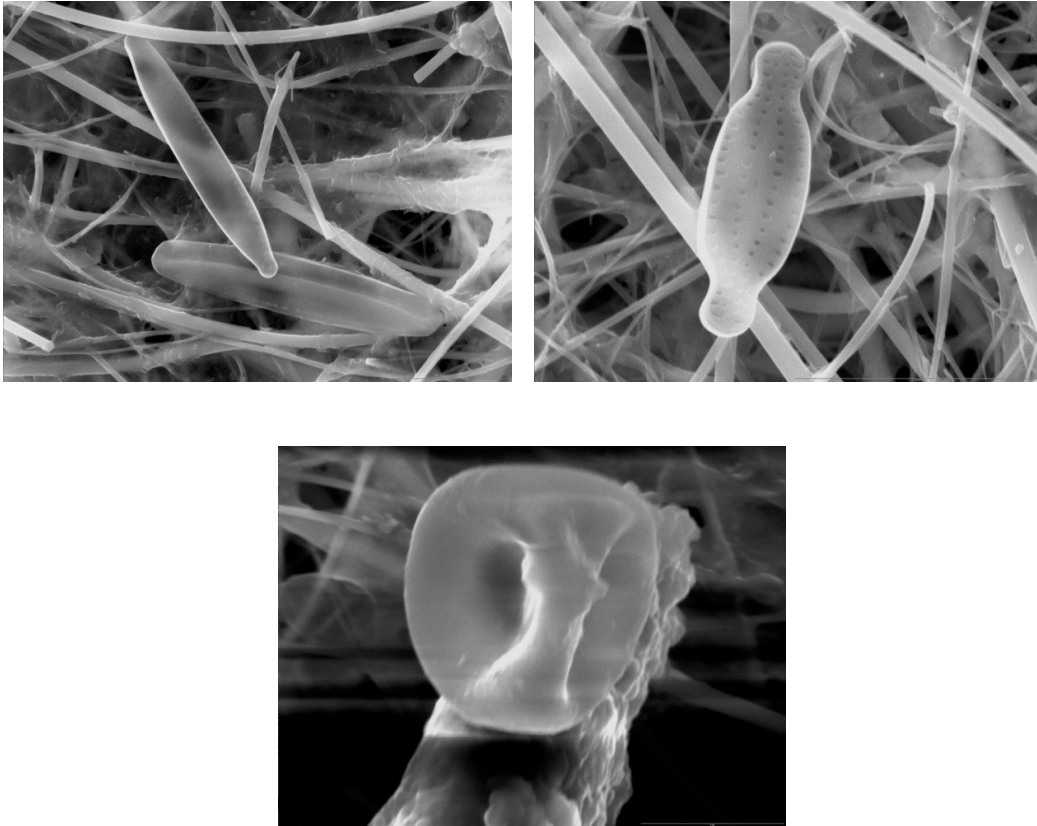


Figura 12. Filtrado de muestras de agua pertenecientes al tratamiento humedal (H). Arriba a la izquierda diatomeas con un aumento del 3200x, a la derecha diatomea con un aumento de 6000x y abajo un grano de polen con un aumento de 7000x.

3.2 Ensayo de fitorremediación

3.2.1 Calidad de agua

3.2.1.1 Variación de pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto

pH

En la Figura 13 se puede observar que en el inicio del ensayo el valor medio de pH del tratamiento H fue 7,01. Transcurrido dos días los niveles de pH en los tratamientos camalote (CA) y ambas (AM) disminuyeron, mientras que en los tratamientos control (C) y *Salvinia sp.* (SA) el pH se incrementó. Al final del ensayo, el pH del tratamiento C resultó ser el más elevado (7,58), mientras que el pH de los tratamientos CA y AM resultaron similares y fueron los más bajos.

Los resultados de ANOVA señalan que existieron diferencias altamente significativas ($p < 0,01$) entre los grupos, a los 2 días de comenzado el ensayo. En relación al pH a los

4 días la prueba de Kruskal-Wallis arrojó que existieron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tratamientos.

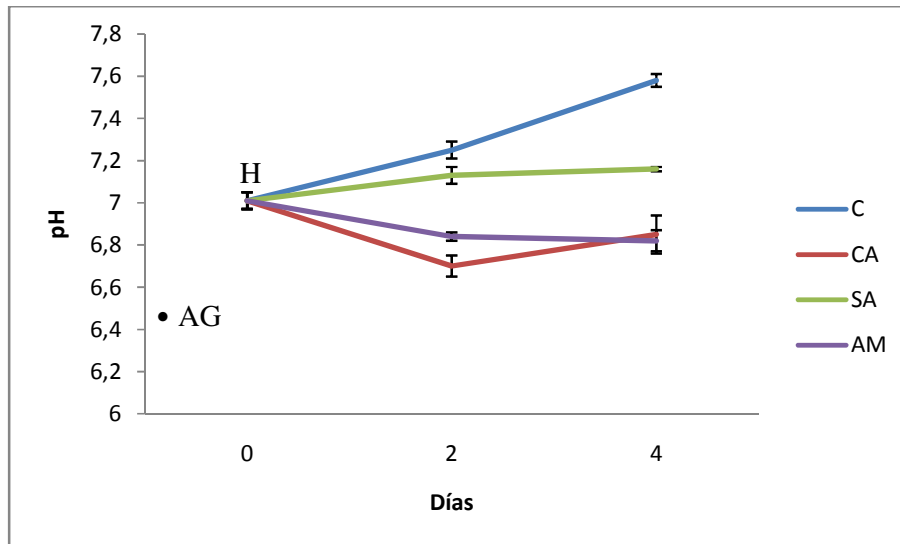


Figura 13. Niveles medios de pH de AG, del día inicial (tratamiento H) y a los 2 y 4 días de comenzado el ensayo.

La fotosíntesis y respiración de las especies acuáticas modifican el valor del pH (FAO, sf.). Las macrófitas durante el día, mediante la fotosíntesis, extraen del agua dióxido de carbono (CO_2), aumentando el pH, pero debido a que durante la noche no hay actividad fotosintética pero sí respiración, la concentración de CO_2 se incrementa y el pH empieza a disminuir produciendo un pH neutro. Valderrama (1996) asegura que la neutralidad del pH también puede deberse a la actividad fotosintética de las algas. El valor de pH más elevado en el control sin plantas, se atribuye a la actividad fotosintética de las microalgas debido a que, en los demás tratamientos, las macrófitas flotantes limitaron el paso de la luz. A pesar que este fenómeno suele observarse en humedales, en el ensayo no se encontraron evidencias significativas del crecimiento de algas, al mismo tiempo que la duración del ensayo fue relativamente breve para su desarrollo.

Conductividad eléctrica

Con respecto a los niveles de la conductividad eléctrica (CE), estos aumentaron de forma similar en todos los tratamientos (Figura 14). El tratamiento CA fue el que presentó mayores valores al final del ensayo, mientras que en SA se observaron los valores más bajos.

El ANOVA arrojó que existieron diferencias altamente significativas ($p < 0,01$) entre los tratamientos en el cuarto día de comenzado el ensayo.

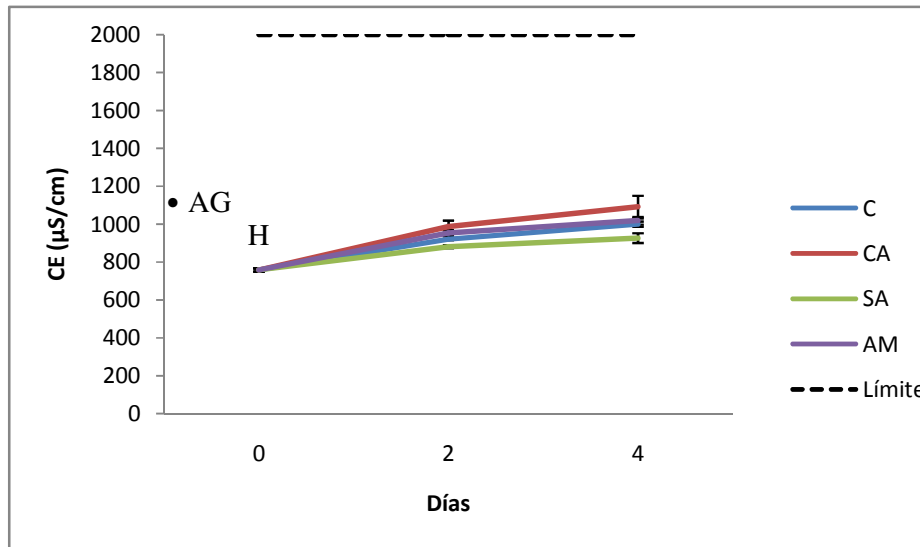


Figura 14. Niveles medios de conductividad eléctrica (CE) de AG, del día inicial (H), a los 2 y 4 días de comenzado el ensayo y el límite recomendable para el uso del agua para riego (2000 $\mu\text{S/cm}$).

Como se mencionó anteriormente los valores de la CE están relacionados con las sales disueltas en el agua, correspondiendo una mayor conductividad para una mayor concentración de sales (Corrales Duque y Rodríguez Malagón, 2014). El humedal removió parte de los sólidos disueltos por adsorción, y por este motivo el agua tratada tuvo una CE inferior con respecto a AG. El aumento posterior de la CE a lo largo del ensayo se debió a la evaporación y la evapotranspiración del agua en los reactores, que resulta en la concentración de sales disueltas a lo largo del tiempo (Rodrigo et al., 2001).

Según Dorronsoro (2001) el valor límite máximo recomendado para utilizar el agua para riego es 2000 $\mu\text{S/cm}$. Los niveles de conductividad de los tratamientos se encuentran entre los 759 $\mu\text{S/cm}$ y los 1000 $\mu\text{S/cm}$, por lo tanto conforme a la clasificación de James et al. (1982) se ubican en la clase permisible (Tabla 2), siendo el tratamiento del agua gris a través del humedal (H) el que arrojó mejores resultados (759 $\mu\text{S/cm}$).

Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto (OD) disminuyó notablemente entre el inicio y el segundo día de ensayo, en todos los tratamientos (Figura 15). Luego, para el cuarto día se incrementaron los niveles en los tratamientos SA (1,25 mg/l), AM (1 mg/l) y CA (0,48 mg/l). El valor de OD continuó decreciendo únicamente en C (0,27 mg/l).

En el final el ensayo, el ANOVA permitió detectar diferencias altamente significativas ($p < 0,01$) en las concentraciones de OD entre los tratamientos.

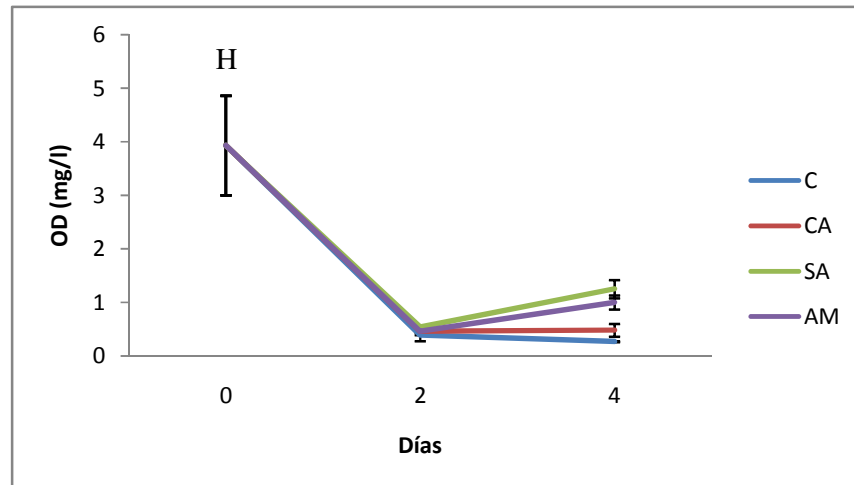


Figura 15. Niveles medios de oxígeno disuelto (OD) del día inicial y a los 2 y 4 días de comenzado el ensayo.

El valor del oxígeno disuelto (OD) al inicio del ensayo (H, día 0) resultó relativamente elevado y variable debido a la agitación del agua durante el llenado de los reactores. Las altas temperaturas provocan una disminución del OD (Díaz, 2015), siendo el segundo día donde se obtuvieron los valores más altos de la temperatura del agua (32 a 36 °C) y los valores de OD más bajos. Para el cuarto día, la temperatura del agua fue de los 24 a 25°C.

Las plantas flotantes transfieren el oxígeno del aire hacia las raíces, produciendo una oxigenación en el agua (Fernández de la Mora, 2000). Esto sucedió a partir del día 2, observándose un incremento en la concentración de OD en los tratamientos con macrófitas flotantes, pero no en el control. Posiblemente, de continuar con la tendencia observada, los tratamientos SA y AM podrían incrementar el nivel de OD en el agua tratada en pocos días adicionales.

3.2.1.2 Sólidos suspendidos, materia orgánica y nutrientes

Sólidos suspendidos totales

En la Figura 16 se destaca la considerable disminución, de los sólidos suspendidos totales (SST), una vez que el agua gris atravesó el humedal. La menor concentración media de SST obtenida correspondió al tratamiento AM (33 mg/l). La presencia de dos especies de macrófitas permitió la remoción más eficaz de los sólidos suspendidos, en comparación con los tratamientos mono-específicos. Estos resultados son concordantes con los hallados por Ansari et al. (2015).

Se hallaron diferencias estadísticas altamente significativas entre tratamientos (ANOVA, $p < 0,01$). Se observó que la concentración media de SST en H resultó

significativamente menor que en AG, pero similar a C. La concentración de SST en CA y SA resultó similar a C pero fue significativamente inferior a la hallada en H. La concentración de SST en AM resultó la más baja.

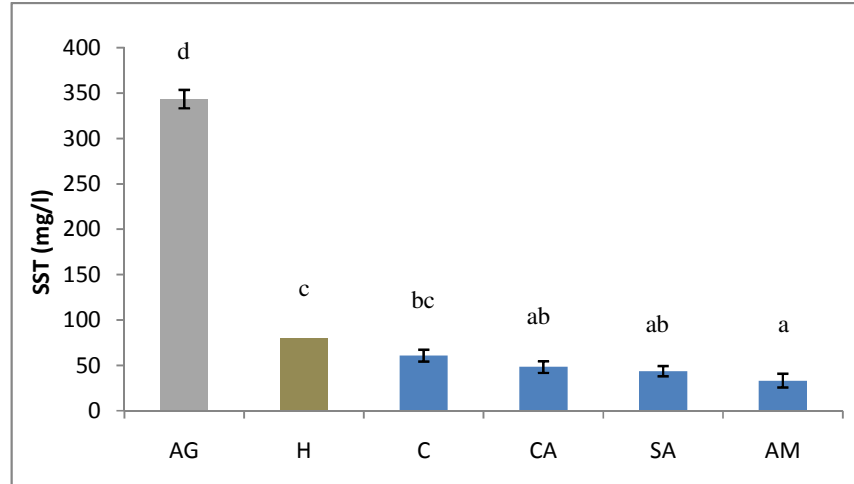


Figura 16. Concentración media de sólidos suspendidos totales (SST) en cada tratamiento. Diferentes letras representan diferencias altamente significativas.

Como se mencionó anteriormente, la notable disminución de los SST una vez que el agua atravesó el humedal, se debe a la filtración. Las raíces de las especies palustres, ubicadas en el humedal, y, principalmente, el medio poroso del sustrato actuó como filtro reduciendo los SST (Yáñez Torrente, 2018). Luego, durante la etapa de fitorremediación, como el agua se encuentra en los reactores con nula velocidad de circulación los sólidos suspendidos totales tienden a sedimentar (Benítez Pacheco, 2008), depositándose en el fondo de los contenedores (Figura 17).

En los tratamientos con macrófitas flotantes, las raíces filtran y adsorben parte de los sólidos suspendidos (Martelo y Lara Borrero, 2012). Por este motivo, el control fue el que presentó mayor sedimentación de sólidos en el fondo del reactor (Figura 17). En el tratamiento CA casi no se observaron SST, por tener esta especie raíces más desarrolladas que *Salvinia sp.* (SA).

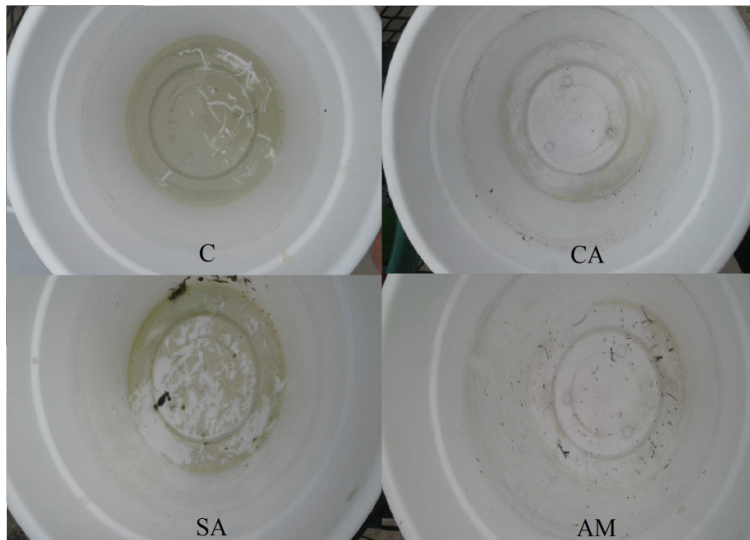


Figura 17. Contenedores utilizados en los distintos tratamientos. Se observan sólidos sedimentados.

Demanda química de oxígeno

La DQO disminuyó gracias a la filtración a través del humedal (Figura 18). El valor más alto correspondió a AG con 3555 mg/l.

Los resultados de ANOVA señalan que existieron diferencias altamente significativas ($p < 0,01$) entre tratamientos, diferenciándose AG del resto de los tratamientos, al igual que los tratamientos H y C. Los 3 tratamientos con macrófitas (CA, SA y AM) no presentaron diferencias significativas entre sí, según los contrastes *post hoc* de Tukey.

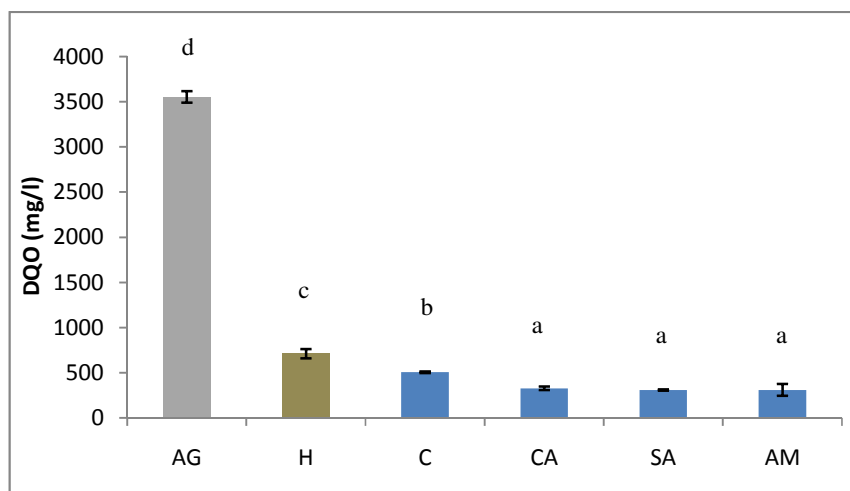


Figura 18. Concentración media de demanda química de oxígeno (DQO) en cada tratamiento. Diferentes letras representan diferencias altamente significativas.

La remoción de la materia orgánica en el humedal se atribuye a la acción filtrante del medio poroso y la actividad biológica del mismo (Romero et al., 2009; Rodríguez Monroy y Durán de Bazúa, 2006). Los microorganismos se encuentran adheridos al medio poroso, formando biopelículas, las cuales contribuyen a la eliminación de la materia orgánica biodegradable y consecuentemente de la DQO.

La mayor remoción de la DQO en los tratamientos con especies acuáticas puede atribuirse al metabolismo de los microorganismos adheridos a las raíces de las macrófitas, los cuales utilizan los compuestos orgánicos presentes en el agua para la producción de biomasa (Castro Sarco et al., 2017; Vymazal, 2002). Por otra parte, el oxígeno que aportan las raíces al agua promueven la oxidación de la materia orgánica (Romero et al., 2009). La remoción por filtración de los sólidos orgánicos en los tratamientos con macrófitas, posiblemente resultó la contribución más importante a la remoción de la DQO (Vymazal, 1998).

Amonio

La concentración media de amonio ($N - NH_4^+$) en el AG (12545 $\mu\text{g/l}$) fue la más elevada (Figura 19). El tratamiento H logró una importante disminución la concentración media de $N - NH_4^+$. La concentración media de amonio en C (3926 $\mu\text{g/l}$) resultó más elevada que en H y en los tratamientos con macrófitas. Los valores medios más bajos de amonio se observaron en los tratamientos con especies acuáticas (CA: 586 $\mu\text{g/l}$, SA: 978 $\mu\text{g/l}$ y AM: 1062 $\mu\text{g/l}$).

La prueba de Kruskal-Wallis señaló la existencia de diferencias significativas entre los tratamientos, diferenciándose principalmente AG del resto. A su vez, el tratamiento CA logró la mayor remoción de amonio diferenciándose de los demás tratamientos, resultando H, C, SA y AM similares.

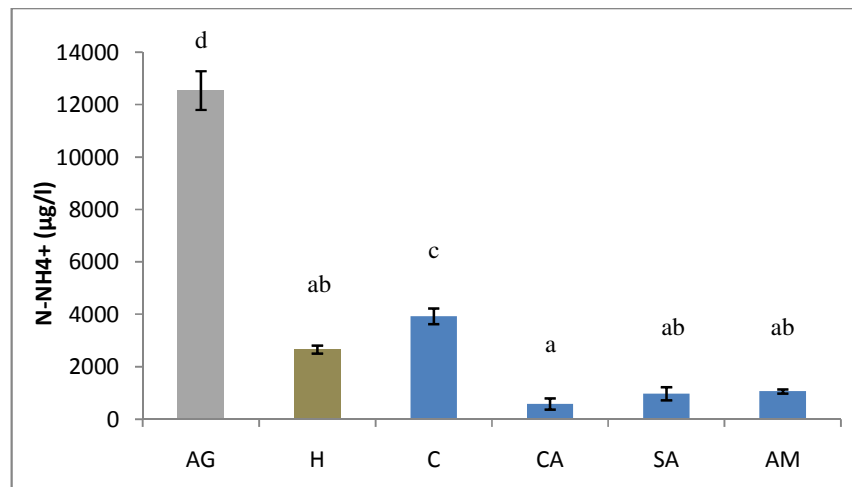


Figura 19. Concentración media de amonio ($N - NH_4^+$) en cada tratamiento. Diferentes letras representan diferencias altamente significativas.

La disminución de la concentración media de amonio en el humedal, con respecto a AG, pudo deberse a la adsorción de este en el material filtrante del humedal (Del Rosario Núñez, 2017). Los microorganismos que se encuentran en el biofilm establecido sobre el material poroso capturan los nutrientes para utilizarlos en su proceso metabólico (Paredes Gilón, 2014). Sin embargo, debido al bajo TRH en el humedal, el proceso de adsorción tendría preponderancia sobre la absorción.

El aumento de la concentración de amonio observado en el control, en relación a los demás tratamientos, pudo deberse a la ausencia de plantas y la evaporación del agua en los reactores (Martínez, 2014). El $N - NH_4^+$ disminuyó en los tratamientos con macrófitas debido a que es asimilado por las mismas, incorporándose a los tejidos vegetales para formar las proteínas de las plantas (Torres Bojorges, Hernández Razo, Fausto Urquieta y Zurita Martínez, 2016). Como se mencionó anteriormente la nitrificación es la oxidación del amonio a nitrato, teniendo el nitrito como un intermediario de la reacción (Vymazal, 1998). Parte de la remoción de amonio puede explicarse debido a la nitrificación, es decir a la oxidación del amonio a nitrito por la acción de bacterias nitrificantes para utilizarlo en la síntesis de células nuevas (Castellanos y Ramos, 2014).

Nitritos

Los valores de nitritos ($N - NO_2^-$) disminuyeron al atravesar el humedal. En el control (11,73 $\mu\text{g/l}$) tuvo lugar un pequeño aumento de la concentración de nitritos con respecto a los tratamientos con macrófitas.

A partir del ANOVA se observó que existieron diferencias altamente significativas ($p < 0,01$) entre las concentraciones medias de nitritos en los distintos tratamientos. A diferencia de las variables anteriores no hubo una diferencia significativa entre el agua gris sin tratamiento y los tratamientos H y C, pero si en los tratamientos con las especies acuáticas. En este caso, se observó que la presencia de camalote como única especie o junto a *Salvinia sp.* permitió remover en mayor medida a los nitritos (Figura 20).

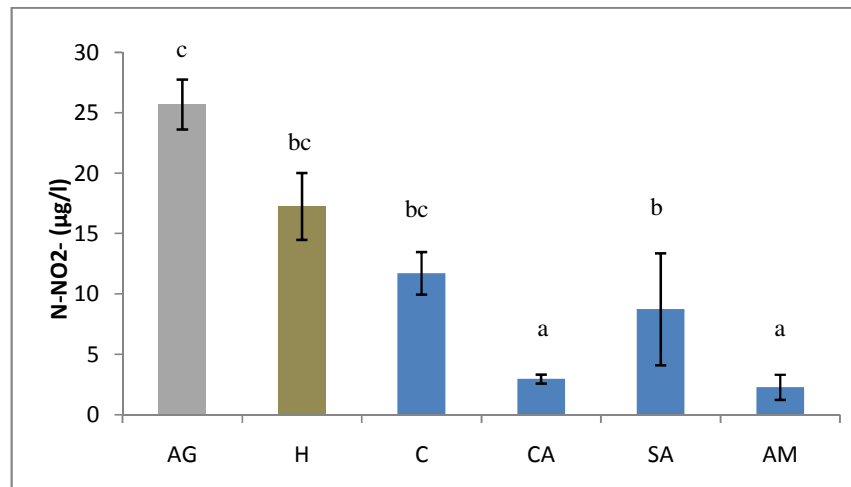


Figura 20. Concentración media de nitritos ($N - NO_2^-$) en cada tratamiento. Diferentes letras representan diferencias altamente significativas.

Como se mencionó anteriormente, los nutrientes pueden ser adsorbidos en el material poroso del humedal y absorbidos por el biofilm (Paredes Gilón, 2014). Por este motivo el contenido de nitritos disminuyó luego de filtrarse a través del humedal. Otro proceso que podría explicar la eliminación de los nitritos y el amonio es llamado “anammox” (ANAerobic AMMonium OXidation), en el cual la acción de bacterias especializadas convierten el amonio y los nitritos en nitrógeno gaseoso (Plaza de los Reyes et al., 2011).

En relación a los tratamientos con macrófitas flotantes los nitritos son captados por las plantas y microorganismos ya que son nutrientes esenciales para su crecimiento (Aliaga Caballero y Julca Rodríguez, 2014). Luego de la nitrificación prosigue la oxidación del nitrito a nitrato (nitratación), por otro tipo de bacterias nitrificantes, disminuyendo así la concentración de nitritos (Martínez, 2014).

Nitratos

En la Figura 21 se puede observar que la concentración media de nitratos ($N - NO_3^-$) disminuyó en los tratamientos con plantas, pero no en el control, el cual presentó una concentración superior con respecto al tratamiento H.

Se observaron diferencias altamente significativas ($p < 0,01$) entre tratamientos siendo AM en el cual se observó la menor concentración media de nitratos.

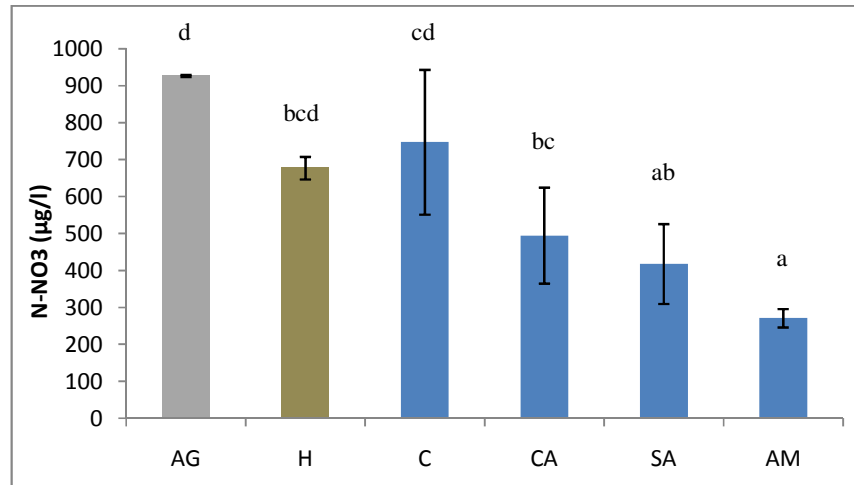


Figura 21. Concentración media de nitratos ($N - NO_3^-$) en cada tratamiento. Diferentes letras representan diferencias altamente significativas.

Al igual que en el amonio y nitritos, los nitratos pueden ser adsorbidos y absorbidos por el biofilm (Paredes Gilón, 2014). Los nitratos son absorbidos por las macrófitas flotantes para su crecimiento (Kadlec y Wallace, 2009). Así mismo, en las condiciones de bajo oxígeno disuelto registradas durante el ensayo, tuvo lugar la denitrificación, la cual consiste en la reducción de nitratos a nitrógeno gaseoso (N_2) por acción de las bacterias denitrificantes (del Rosario Núñez, 2017).

Nitrógeno inorgánico disuelto

La concentración del nitrógeno inorgánico disuelto (NID) disminuyó notablemente en todos los tratamientos con respecto al agua gris sin tratamiento (AG: 13498 $\mu\text{g/l}$) (Figura 22). De igual forma, el tratamiento del control presentó la concentración más elevada en relación a los tratamientos con macrófitas.

Los resultados de ANOVA señalan que existieron diferencias altamente significativas ($p < 0,01$) entre tratamientos, diferenciándose AG del resto de los tratamientos, al igual que los tratamientos H y C. Los 3 tratamientos con macrófitas no presentaron diferencias significativas entre sí pero se diferenciaron de AG, H y C.

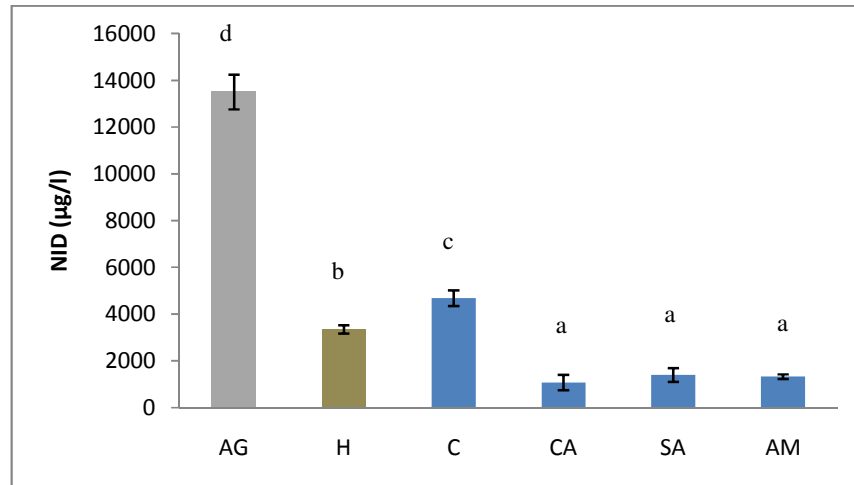


Figura 22. Concentración media de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) en cada tratamiento. Diferentes letras representan diferencias altamente significativas.

Las formas más comunes del nitrógeno inorgánico son el amonio, nitritos y nitratos (Camargo y Alonso, 2007). Por lo tanto en el NID se obtuvo resultados similares a estas variables mencionadas anteriormente. El NID fue removido primero de manera física por el humedal, mientras que el NID remanente fue captado parcialmente por las macrófitas, las bacterias y las algas para utilizarlos para su crecimiento (Martínez, 2014).

Nitrógeno total

En lo referido a la concentración del nitrógeno total (NT) también se observó una disminución considerable una vez que el agua gris sin tratamiento (AG: 68,6 mg/l) atravesó el humedal (H: 19,8 mg/l) (Figura 23). Luego la mayor concentración media se observó en el control C (13,4 mg/l), seguido en orden decreciente por SA (8,5 mg/l), CA (8,4 mg/l) y AM (6,9 mg/l). Nuevamente, la mayor remoción se observó en el tratamiento con las dos especies de macrófitas, confirmando los resultados hallados por Ansari et al. (2015).

El resultado de ANOVA indicó que existieron diferencias altamente significativas ($p < 0,01$) entre los tratamientos. Se diferenció el agua gris sin tratamiento (AG) del resto, al igual que los tratamientos H y C. Los 3 tratamientos con macrófitas no presentaron diferencias significativas entre sí.

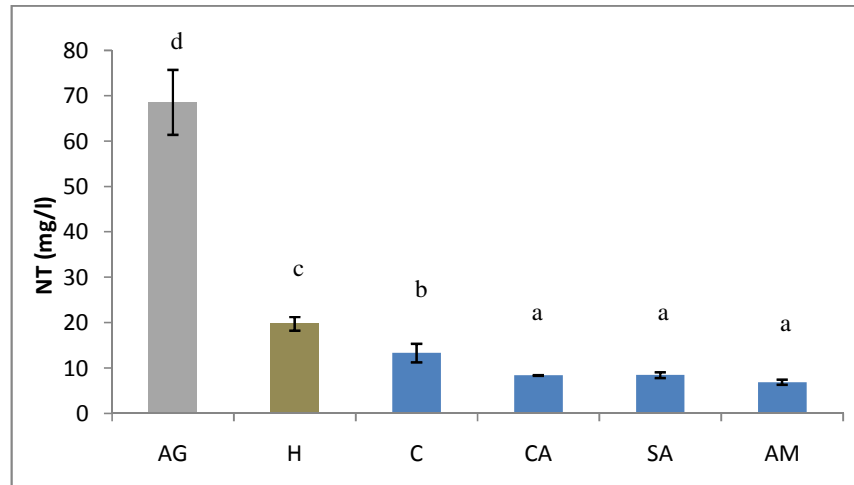


Figura 23. Concentración media de nitrógeno total (NT) en cada tratamiento. Diferentes letras representan diferencias altamente significativas.

El nitrógeno total incluye el nitrógeno orgánico, tanto disuelto como constituyente del material en suspensión, además de las formas inorgánicas de N (amonio, nitritos y nitratos) (Moreno y Guillot Monroy, 2017). Por lo tanto en el NT se obtuvieron resultados similares a los hallados en esos casos. Esto sucedió, además de lo anteriormente descrito, por el efecto de la sedimentación de los sólidos conteniendo nitrógeno, a lo largo del ensayo, tanto en el control como en los tratamientos CA, SA y AM (Kadlec y Wallace, 2009).

La USEPA sugiere que los niveles superiores a 760 $\mu\text{g NT/l}$ pueden resultar en la eutrofización de ríos y lagos (Camargo y Alonso, 2007). Los valores hallados, especialmente los de AG, se encuentran por encima de este valor, por ende se debe tener precaución dependiendo el uso que se va a emplear el agua, o bien se debería extender la duración del tratamiento para remover aún más N. Si bien estos valores son altos hubo una disminución de la materia orgánica y los nutrientes, y por este motivo se incrementó el nivel de oxígeno disuelto del agua (Luna Pabello y Ramírez Carrillo, 2003).

Fósforo reactivo soluble

En la Figura 24 se puede observar la disminución de las concentraciones de fósforo reactivo soluble (PRS), una vez que el agua atravesó el humedal. La menor concentración media de PRS obtenida correspondió al tratamiento CA (20 $\mu\text{g/l}$), situándose por debajo de los tratamientos SA, C y AM. El agua gris tratada a través del humedal (H) tuvo una concentración media de 54 $\mu\text{g/l}$, mientras que el agua gris sin tratamiento (AG) tuvo una concentración de 109 $\mu\text{g/l}$.

La prueba de Kruskal-Wallis señaló que existieron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos.

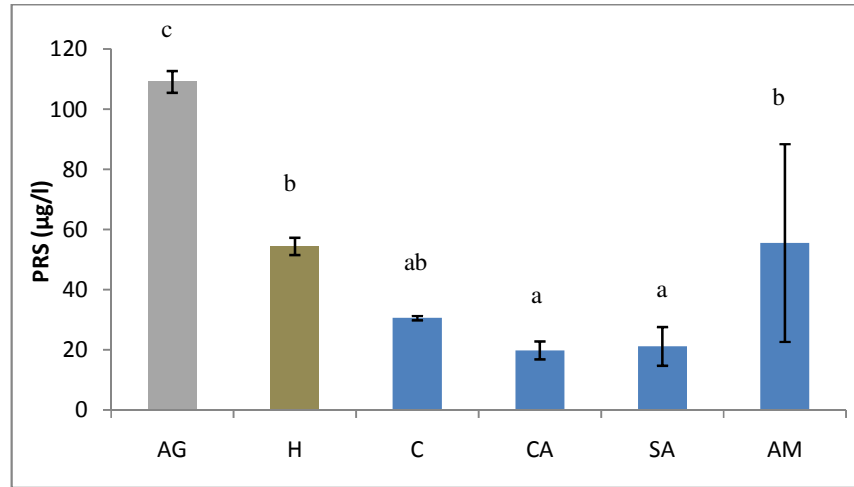


Figura 24. Concentración media de fósforo reactivo soluble (PRS) en cada tratamiento. Diferentes letras representan diferencias altamente significativas.

La remoción del PRS del agua gris sin tratamiento (AG) con respecto al tratamiento del humedal (H) pudo deberse a la adsorción de este al biofilm y al propio material filtrante (Vymazal, 1998).

El fósforo, principalmente en forma de orto-fosfatos (PRS), se encuentra biodisponible para las plantas y microorganismos, para utilizarlo en su crecimiento (Fernández de la Mora, 2000). En el control se observó una disminución con respecto a H debido a la adsorción del fósforo sobre la superficie de sólidos suspendidos como las arcillas y óxidos de hierro, calcio o aluminio, depositándose en el fondo (Naranjo Ríos, 2017). A pesar de esto el control tuvo una concentración mayor a los tratamientos CA, SA por no presentar macrófitas flotantes que absorbieran fosfatos.

Fósforo total

Tanto AG como H presentaron aproximadamente la misma concentración media del fósforo total, siendo los mayores en relación a los demás tratamientos (Figura 25). En el control se registró el valor más bajo (0,3 mg/l).

Para el fósforo total, el ANOVA arrojó un valor de $p=0,022$; por lo tanto existió una diferencia significativa entre tratamientos. Sin embargo, no existieron diferencias entre los tratamientos con plantas acuáticas, en los cuales se registraron concentraciones superiores que en C.

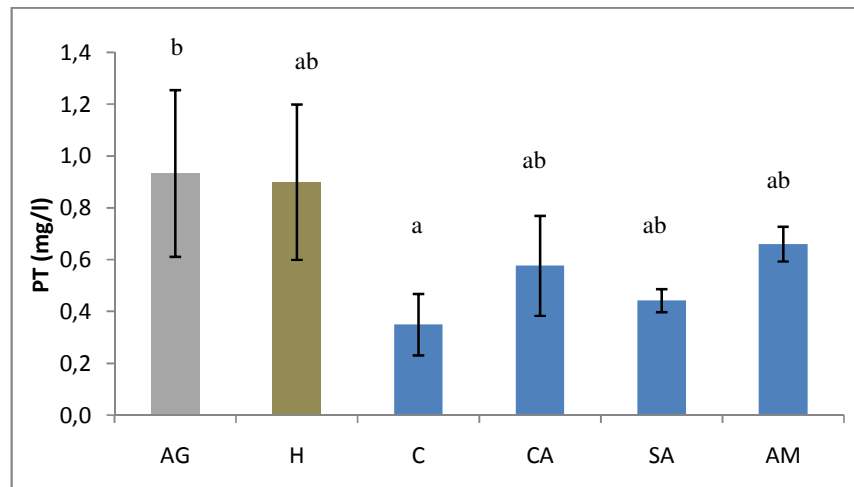


Figura 25. Concentración media de fósforo total (PT) en cada tratamiento. Diferentes letras representan diferencias significativas.

El fósforo total suele eliminarse en los humedales por absorción directa por parte de las plantas y microorganismos y, además, por precipitación con hierro, aluminio, magnesio y calcio presentes en el agua (Mateu Romero, 2015). El efecto de la sedimentación de los sólidos luego de 4 días, en los tratamientos C, CA, SA y AM resultó en una disminución de la concentración media de PT, con respecto a AG y H. Si bien los tratamientos con macrófitas flotantes lograron disminuir los valores de PT con respecto al tratamiento H, al comparar estos con el control sin plantas, la presencia de macrófitas no aportó mayores beneficios en relación a la remoción de PT. Esto pudo deberse a que la adsorción y el almacenamiento en la biomasa son procesos saturables, y el fósforo absorbido puede liberarse rápidamente (Dunne y Reddy, 2005; Naranjo Ríos, 2017). Debido a que parte de las raíces de las plantas se desprendieron durante el ensayo, estas contribuyeron, posiblemente, al incremento del fósforo orgánico particulado, y consecuentemente del PT.

Niveles superiores a 40 μg PT/l pueden resultar en la eutrofización de ríos y lagos (Camargo y Alonso, 2007). Todos los tratamientos superaron este valor.

Los humedales artificiales pueden remover un 90% de nitrógeno total y un 70 % de fósforo total (Gikas y Tsihrintzis, 2012; Basílico et al., 2015). Con respecto a los SST, se pueden remover entre un 44 y un 90% (Lara, 2006; Díaz Acero, 2014). Tanto para la DQO como para la DBO se alcanzan remociones desde un 75 % hasta un 95% (García Serrano y Corzo Hernández, 2008). En concordancia con los autores mencionados, se puede observar en la Tabla 9 que en la mayoría de los tratamientos se obtuvieron remociones de SST, DQO y nutrientes mayores o iguales a 75%. Las mayores remociones se observaron para el caso de los SST y la DQO, con valores entre 78% - 90% y 80% - 91%, respectivamente.

Los nutrientes con remociones más bajas fueron el PT, en el tratamiento H, y los $N - NO_3^-$, en el control. Tanto el fósforo como el nitrógeno son macronutrientes vegetales, sin embargo la capacidad de extracción por parte de ellas es menor en el caso del fósforo que en el nitrógeno (Fernández de la Mora, 2000), dado que se requieren mayores cantidades de N para el metabolismo celular.

Tabla 9. Porcentajes de remoción media de SST, DQO y nutrientes en relación al agua gris sin tratamiento (AG). En color verde remoción mayor o igual a 75%, en color celeste remoción entre 50 y 74%, en color naranja remoción entre 25 y 49% y en color rojo remoción inferior o igual que 24%.

Determinaciones	Tratamientos (%)				
	H	C	CA	SA	AM
SST	78 ± 2	82 ± 2	86 ± 2	87 ± 2	90 ± 2
DQO	80 ± 1	86 ± 1	91 ± 1	91 ± 1	91 ± 2
$N - NH_4^+$	79 ± 1	69 ± 2	95 ± 2	92 ± 3	91 ± 1
$N - NO_2^-$	33 ± 20	54 ± 23	88 ± 1	66 ± 18	91 ± 4
$N - NO_3^-$	27 ± 3	19 ± 21	47 ± 14	55 ± 12	71 ± 3
NID	75 ± 1	65 ± 3	92 ± 2	90 ± 2	90 ± 1
NT	71 ± 2	81 ± 3	88 ± 1	88 ± 1	90 ± 1
PRS	50 ± 3	72 ± 1	82 ± 3	81 ± 6	49 ± 30
PT	4 ± 32	63 ± 13	38 ± 21	53 ± 5	29 ± 7

Se puede observar que, en general, los tratamientos con macrófitas flotantes arrojaron una remoción mayor o igual al 75%, pero el humedal en su mayoría obtuvo una remoción del 50% o más. Esto quiere decir que los tratamientos CA, SA y AM, en realidad removieron, aproximadamente, un 15 %. Por este motivo, el tratamiento H fue el que más contribuyó al tratamiento del agua gris.

Como se mencionó anteriormente, la remoción de sólidos suspendidos, materia orgánica y nutrientes es más eficiente en cultivos multi-específicos que en cultivos mono-específicos (Ansari et al., 2015). Globalmente, el tratamiento con ambas especies de macrófitas (AM) fue el más indicado para la remoción de sólidos suspendidos, materia orgánica y nutrientes, seguido del tratamiento con *E. crassipes* (Tabla 9).

3.2.1.3 Sales disueltas

Calcio

En la Figura 26 se puede observar que las concentraciones de calcio (Ca^{2+}) aumentaron en todos los tratamientos una vez que el agua gris se filtró por el humedal. El tratamiento H y el control fueron los que mayor incremento obtuvieron. Las macrófitas flotantes disminuyeron la concentración de calcio con respecto a H y C.

Los resultados de ANOVA señalan que existieron diferencias altamente significativas ($p < 0,01$), entre el agua gris sin tratamiento (AG), los tratamientos H y C y los 3 tratamientos con macrófitas (CA, SA y AM).

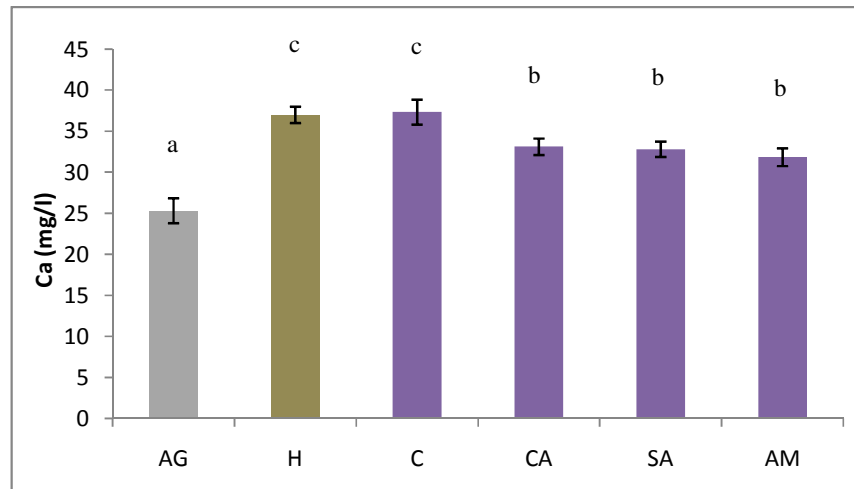


Figura 26. Concentración media de calcio (Ca^{2+}) en cada tratamiento. Diferentes letras representan diferencias altamente significativas.

Los compuestos que más contribuyen a la alcalinidad son los bicarbonatos de calcio y magnesio (Aliaga Caballero y Julca Rodríguez, 2014). Como se afirmó anteriormente, según Ojeda et al. (2014) el material filtrante puede aportar alcalinidad al agua y por este motivo pudo haber aumentado la concentración de calcio en el tratamiento del humedal (H).

Uno de los micronutrientes que absorben las plantas para su crecimiento es el calcio (del Cisne Jaramillo Jumbo y Flores Campoverde, 2012). Por lo cual en los tratamientos con especies acuáticas (CA, SA y AM) disminuyó la concentración de calcio.

Magnesio

La concentración media de magnesio (Mg^{2+}) no se modificó significativamente al atravesar el humedal, sin embargo disminuyó en presencia de SA (Figura 27), pero no se observaron diferencias entre AM y C.

Para esta variable, el ANOVA arrojó un valor de $p = 0,005$; por lo tanto existió una diferencia altamente significativa entre tratamientos.

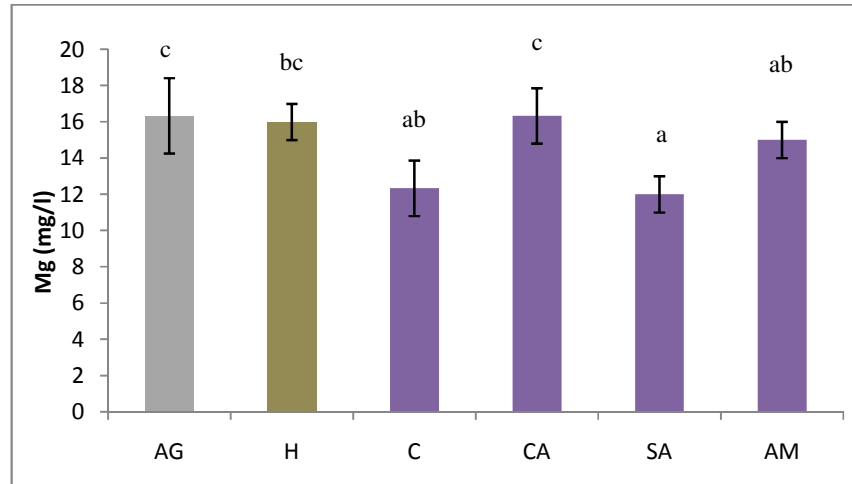


Figura 27. Concentración media de magnesio (Mg^{2+}) en cada tratamiento. Diferentes letras representan diferencias altamente significativas.

La concentración del magnesio en el control pudo haber disminuido por precipitación luego de 4 días de haber estado en los reactores (Mateu Romero, 2015). Por otra parte, el magnesio es uno de los micronutrientes que necesitan las plantas para su crecimiento (Fernández de la Mora, 2000). La disminución de la concentración de magnesio observada en los tratamientos SA y AM, se relaciona con dicha absorción.

Dureza

La dureza (D) se correlaciona con las concentraciones de iones de calcio y magnesio en el agua (Jara Ortiz, 2014). Por este motivo la variación de la dureza fue similar a la de estos dos iones. El agua denominada como “dura” presenta una elevada concentración de dichas sales y el agua “blanda” las contiene en menor cantidad (Pérez López, 2016).

La D observada fue mayor en H y C, en relación al agua gris (Figura 28). En el tratamiento CA se registró una concentración similar, mientras que los tratamientos SA y AM presentaron una dureza más baja.

El ANOVA arrojó que existieron diferencias altamente significativas entre los tratamientos ($p < 0,01$).

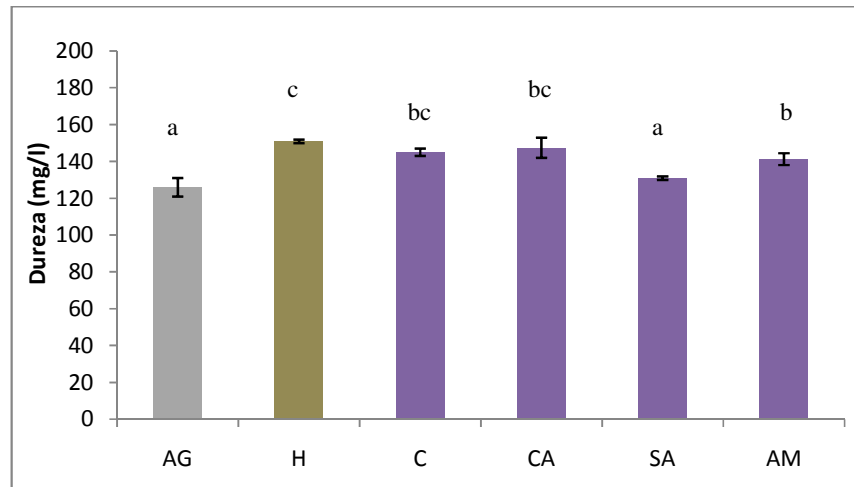


Figura 28. Concentración media de dureza en cada tratamiento. Diferentes letras representan diferencias altamente significativas.

Rodríguez Zamora (2009) comenta que a partir de los 121 mg CaCO_3/l las aguas se consideran duras, por ende los valores de dureza en los distintos tratamientos corresponden a este tipo de aguas.

Sulfatos

Los sulfatos ($\text{S} - \text{SO}_4^-$), a diferencia de las sales disueltas mencionadas anteriormente, disminuyeron su concentración media luego que el agua gris atravesó el humedal (Figura 29).

Según el resultado del ANOVA existieron diferencias altamente significativas ($p < 0,01$) entre tratamientos (Figura 30).

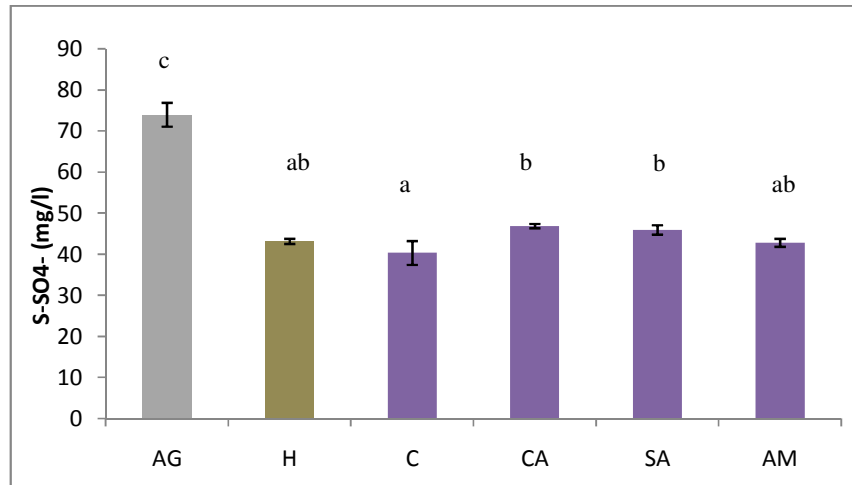


Figura 29. Concentración media de sulfatos ($S - SO_4^-$) en cada tratamiento. Diferentes letras representan diferencias altamente significativas.

Como se mencionó anteriormente, el sustrato del humedal pudo adsorber parte de los sulfatos. En los tratamientos CA y SA las concentraciones de sulfatos se incrementaron con respecto al tratamiento H debido a que ciertas bacterias oxidan la materia orgánica dando diversos productos finales, entre ellos los sulfatos (Muñoz, 2000). A diferencia de estos los tratamientos C y AM la concentración de sulfatos pudo haber disminuido debido a la acción de bacterias anaeróbicas que utilizan sulfatos como el aceptor final de electrones, liberando ácido sulfhídrico (H_2S) y sulfuros (Martínez, 2014).

La remoción de los sulfatos del agua es importante porque estos pueden tener efectos negativos sobre el crecimiento de muchas especies vegetales (Kadlec y Wallace, 2009).

Sodio

En la Figura 30 se destaca la disminución de la concentración del sodio (Na^+) en todos los tratamientos. La menor concentración media de Na^+ obtenida correspondió al tratamiento H. Mientras que el agua gris sin tratamiento (AG) obtuvo la mayor concentración, con 217 mg/l.

La prueba de Kruskal-Wallis indicó la existencia de diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos.

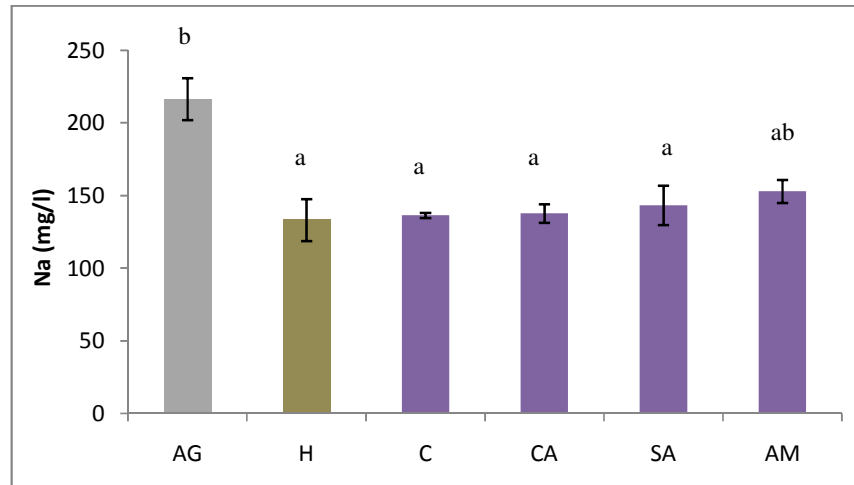


Figura 30. Concentración media de sodio (Na⁺) en cada tratamiento. Diferentes letras representan diferencias altamente significativas.

La disminución de sodio en el tratamiento H, con respecto a AG, se debe al proceso físico de filtración por el medio poroso del humedal (Eustáquio Junior et al., 2012).

Debido a que el sodio no es un nutriente esencial para todas las plantas este no fue captado por las mismas en los tratamientos CA, SA y AM (Eustáquio Junior et al., 2012). Al contrario en todos los tratamientos se registraron incrementos en la concentración de sodio, luego de 4 días de comenzado el ensayo. Esto se debe a la evaporación del agua de los reactores y la consecuente concentración del mismo.

Potasio

La concentración media de potasio (K⁺) en los tratamientos H (6 mg/l), C (6,8 mg/l) y SA (8,1 mg/l) disminuyeron con respecto a AG (14,3 mg/l). En los tratamientos CA y AM se observaron valores de K⁺ similares a los observados en AG (Figura 31).

Los resultados de ANOVA arrojaron que existió una diferencia altamente significativa entre los tratamientos ($p < 0,01$). Según los contrastes *post hoc* de Tukey, los tratamientos se agruparon en AG, CA y AM y por otro lado H, C y SA diferenciándose entre sí.

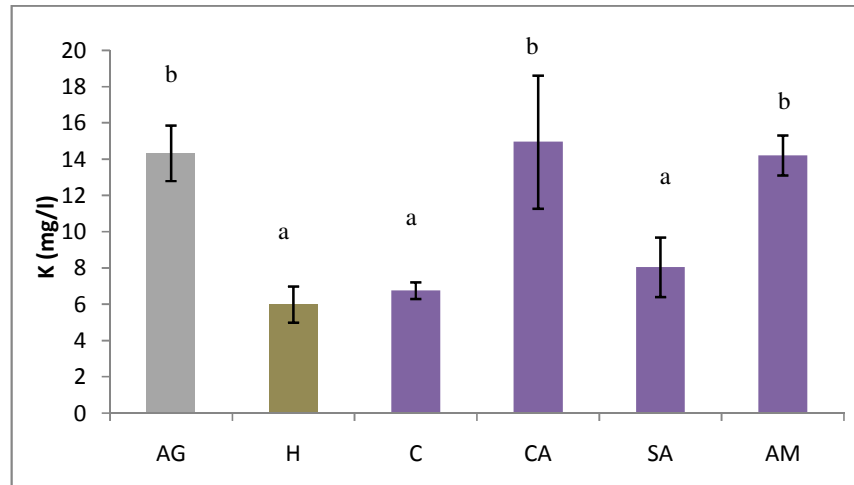


Figura 31. Concentración media de potasio (K^+) en cada tratamiento. Diferentes letras representan diferencias altamente significativas.

Como se mencionó anteriormente la disminución del tratamiento H, con respecto a AG, se debe al proceso físico de filtración por el medio poroso del humedal (Eustáquio Junior et al., 2012).

A pesar que el potasio se considera como un macronutriente para las plantas, el cual es necesario para su crecimiento (Aliaga Caballero y Julca Rodríguez, 2014), no se observó en la práctica ya que tanto CA como en SA y AM se incrementó su concentración.

Relación de Adsorción de Sodio

Según Canovas Cuencas (1986) uno de los iones que ayuda a la degradación del suelo, es el sodio, generando una pérdida de estructura y por consiguiente de su permeabilidad. Para prever la degradación que puede provocar una determinada agua de riego, se calcula la RAS.

En la Figura 32 se observa que el valor medio de la RAS disminuyó una vez que el agua atravesó el humedal. Luego la RAS aumentó en todos los tratamientos, con respecto a H. Asimismo, las diferencias observadas entre tratamientos, resultaron altamente significativas ($p < 0,01$). En SA y AM se observaron valores de RAS similares a los de AG.

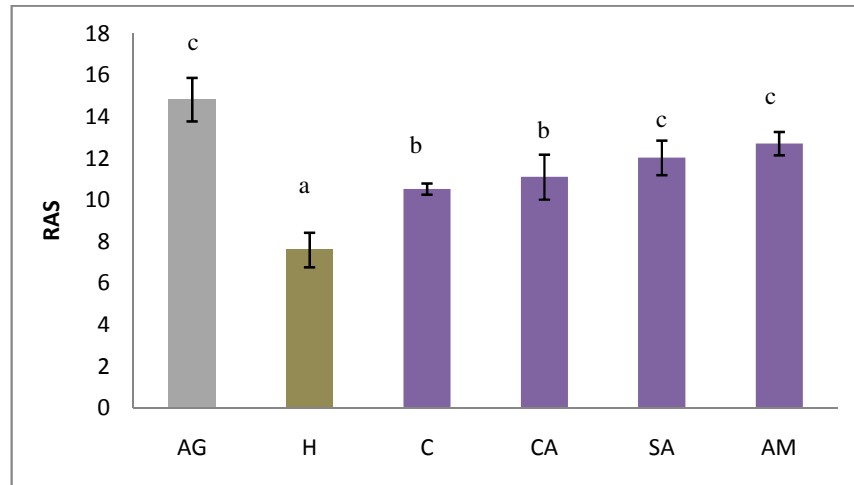


Figura 32. Valores de la RAS en cada tratamiento. Diferentes letras representan diferencias altamente significativas.

Según la clasificación de Canovas Cuencas (1986) la RAS resultó entre baja a medio entre todos los tratamientos (Tabla 4), obteniendo el valor más alto el agua gris (14,8) y el valor más bajo el tratamiento H (7,6).

Las normas Riverside permitieron clasificar a los tratamientos AG, AM y SA se en la categoría C3-S3, indicando salinidad alta y alto contenido se sodio, siendo no muy recomendable para uso como agua de riego (Tabla 5 y Figura 33). Los tratamientos C, CA y H se encuentran en la categoría C3-S2, la cual indica agua de salinidad alta y con contenido medio en sodio, resultando mejor para uso como agua de riego. Se destacó el tratamiento H, el cual fue el que mejor resultado arrojó.

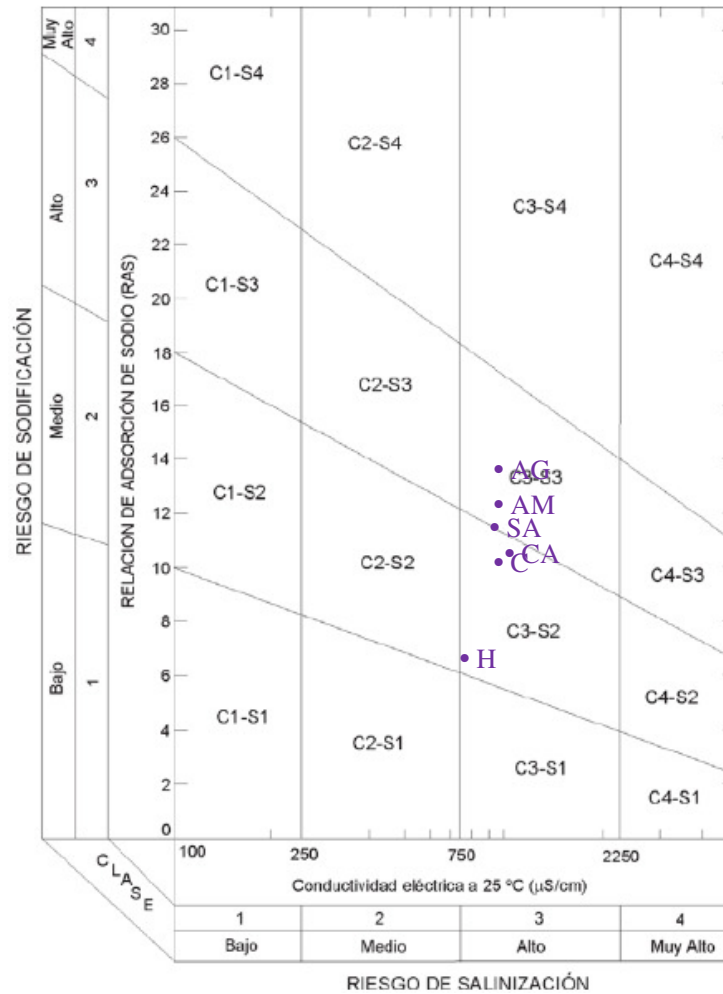


Figura 33. Clasificación de las aguas según las normas Riverside. Fuente: Olías et al. (2005).

Índice de Kelly

En relación al Índice de Kelly (IK), este evalúa la calidad del agua en función del porcentaje de calcio sobre la suma de las concentraciones de calcio, magnesio y sodio (Pérez Sánchez, 2012). Se puede observar en la Figura 34 que el porcentaje medio aumentó luego de filtrar el agua por el humedal (20,4%).

Los resultados de ANOVA señalan que existieron diferencias altamente significativas entre los tratamientos ($p < 0,01$).

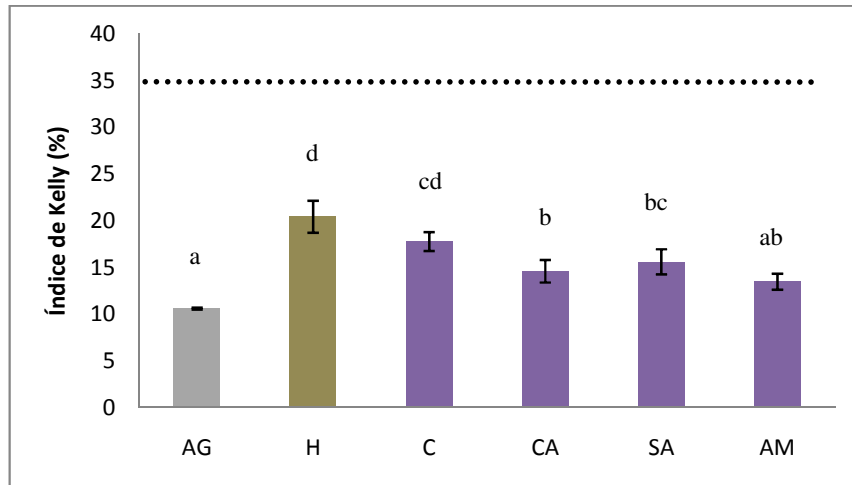


Figura 34. Valores del Índice de Kelly en cada tratamiento. Diferentes letras representan diferencias altamente significativas.

De los Ángeles Megia (2007) afirma que el agua es excelente para riego cuando el valor del Índice de Kelly es superior al 35%. Por lo tanto ninguno de los tratamientos entran en esta categoría, pero el tratamiento H es el más indicado para utilizarlo como agua de riego.

Sodio porcentual

El sodio porcentual (Na%) es la relación entre la concentración de sodio y la suma de las concentraciones de sodio, potasio, calcio y magnesio (Sadzawka, 2006). Este disminuyó en el tratamiento humedal (H), mientras que en el resto de los tratamientos se observaron valores similares (Figura 35).

Los resultados de ANOVA señalan que existen diferencias altamente significativas entre los tratamientos ($p < 0,01$). Se diferencia principalmente el agua gris de los demás tratamientos.

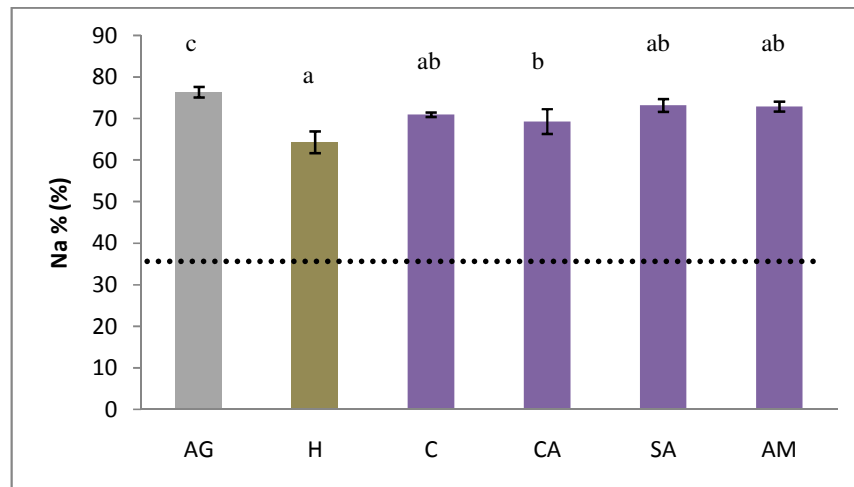


Figura 35. Valores del sodio porcentual (Na%) en cada tratamiento. Diferentes letras representan diferencias altamente significativas.

Sadzawka (2006) comenta que el agua es excelente para riego cuando el Na% no supera el 35%. Si bien el tratamiento mejor indicado para utilizar como agua de riego es el H, su valor continúa siendo alto en relación al límite del 35%.

Cloruros

La concentración media de cloruros (Cl^-) del agua gris sin tratamiento (AG) fue el valor más alto. Luego disminuyó después de filtrarse por el humedal y se mantuvo relativamente constante en todos los tratamientos (Figura 36).

Existió una diferencia altamente significativa entre los tratamientos ($p < 0,01$). La diferencia más importante se observó entre los AG y SA.

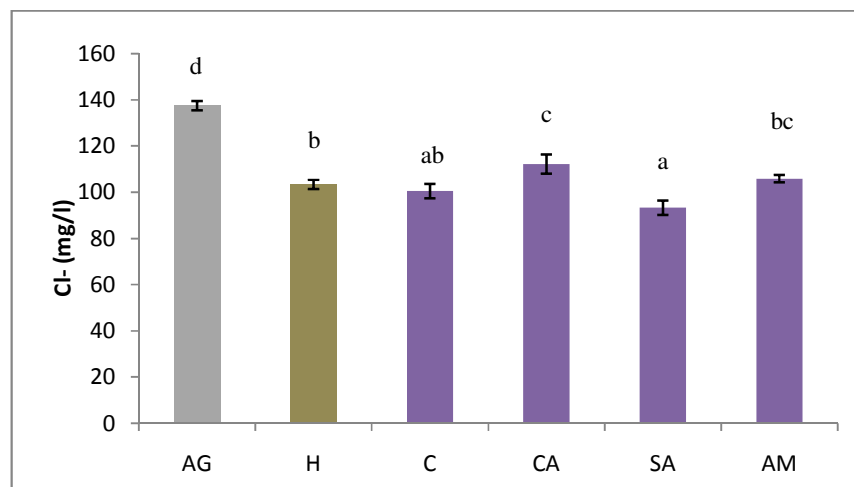


Figura 36. Concentración media de cloruros (Cl^-) en cada tratamiento. Diferentes letras representan diferencias altamente significativas.

La disminución observada en el tratamiento H, con respecto a AG, se debe al proceso físico de filtración por el medio poroso del humedal (Eustáquio Junior et al., 2012).

El tratamiento SA disminuyó debido a que los cloruros son componentes importantes en la síntesis de proteínas y un buen crecimiento para las plantas, pero para algunas otras pueden resultar tóxicos (Jaramillo Jumbo y Flores Campoverde, 2012). Sin embargo en los tratamientos CA y AM hubo un pequeño aumento de la concentración de los cloruros debido a la evaporación del agua de los reactores y la concentración de los mismos.

Morteau (2016) afirma que las plantas tienen una muy baja extracción de sales del agua. En la Tabla 10 se observan diferencias notorias entre la remoción de los sólidos suspendidos, materia orgánica y nutrientes y las sales disueltas. Los valores de calcio incrementaron en todos los tratamientos con respecto a AG, mientras que los sulfatos, sodio y cloruros disminuyeron en todos los tratamientos. El magnesio disminuyó y no presentó remociones dependiendo los tratamientos y, por último, el potasio y la dureza aumentaron y disminuyeron su concentración según los tratamientos.

Tabla 10. Incremento (↑) y disminución (↓) porcentual de las concentraciones con respecto al agua gris sin tratamiento (AG).

Variables	Tratamientos (%)				
	H	C	CA	SA	AM
Ca ²⁺	↑ 46 ± 4	↑ 47 ± 6	↑ 31 ± 4	↑ 30 ± 4	↑ 26 ± 4
Mg ²⁺	0 ± 6	↓ 24 ± 4	0 ± 9	↓ 27 ± 6	↓ 8 ± 6
D	↑ 21 ± 5	↑ 2 ± 5	0 ± 4	↓ 8 ± 1	↓ 4 ± 1
S – SO ₄ ⁻	↓ 42 ± 1	↓ 46 ± 4	↓ 37 ± 1	↓ 38 ± 2	↓ 42 ± 1
Na ⁺	↓ 39 ± 7	↓ 37 ± 1	↓ 36 ± 3	↓ 34 ± 6	↓ 29 ± 4
K ⁺	↓ 58 ± 7	↓ 53 ± 3	↑ 4 ± 6	↓ 44 ± 11	↓ 1 ± 8
Cl ⁻	↓ 25 ± 2	↓ 27 ± 2	↓ 18 ± 3	↓ 32 ± 2	↓ 23 ± 1

A diferencia de lo observado en el caso de los sólidos suspendidos, la DQO y los nutrientes, la remoción de las sales disueltas fue más eficiente en el tratamiento mono-específico SA que en tratamiento con ambas especies.

En general el tratamiento H fue el que mejor removió las sales disueltas, obteniendo el mayor porcentaje en comparación a los tratamientos con macrófitas. Estos presentaron un escaso aumento de la remoción e incluso se observaron incrementos en las concentraciones de calcio y potasio (Tabla 10). Sin embargo, cabe destacar que la retención de los iones en el sustrato es temporal, pudiendo disolverse nuevamente en usos posteriores del humedal, tal como se observó en el primer ensayo.

El análisis conjunto de las variables CE, dureza, RAS, normas Riverside, IK y %Na (Tabla 11) permite asegurar que el tratamiento del agua gris de lavarropas a través del humedal mejora su aptitud para su reutilización en riego, desaconsejándose el tratamiento posterior con macrófitas flotantes debido a la concentración progresiva de las sales disueltas, por efecto de la evapotranspiración. Por otra parte, en el caso que el agua tratada fuese asignada a otros usos distintos del riego o almacenada temporalmente, resulta preferible el postratamiento de fitorremediación con macrófitas flotantes, debido a que elimina mayores cantidades de materia orgánica y nutrientes, disminuyendo la posibilidad de generación de olores.

Tabla 11. Variables para calidad de riego. En color verde claro aguas excelentes para riego, en color verde oscuro aguas aptas para riego, en color amarillo aguas con precauciones y en color rojo aguas no recomendadas para riego.

Variables	Tratamientos					
	AG	H	C	CA	SA	AM
CE	Dark Green	Light Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green
Dureza	Dark Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green	Dark Green
RAS	Dark Green	Light Green	Dark Green	Yellow	Yellow	Yellow
Normas Riverside	Yellow	Dark Green	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
Índice de Kelly	Red	Dark Green	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
Na%	Yellow	Dark Green	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow

3.2.2 Crecimiento de plantas

Tanto *Eichhornia crassipes* como *Salvinia sp.* incrementaron su biomasa a lo largo del ensayo, con excepción de *Salvinia sp.* en el tratamiento con ambas especies (AM_{SA}) (Tabla 12). Este crecimiento inferior se atribuyó a la competencia por la luz con *Eichhornia crassipes*, debido que esta tiene un tamaño mayor que *Salvinia sp.* A pesar de esto ambas especies tuvieron una excelente adaptación al agua tratada.

Tabla 12. Pesos frescos y secos iniciales y finales de las macrófitas flotantes.

Pesos	Tratamientos (g)			
	CA	AM _{CA}	SA	AM _{SA}
Peso fresco inicial	41,67	33,50	26,00	16,67
Peso fresco final	131,50	125,17	106,50	12,83
Peso seco inicial	0,86	0,68	0,62	0,58
Peso seco final	3,03	2,46	0,94	0,56
TCR	0,313	0,318	0,105	-0,006
TCA	0,541	0,443	0,081	-0,003

4 Conclusiones

En las condiciones ensayadas, el principal mecanismo de depuración del agua gris de lavado de ropa a través del humedal vertical vegetado, fue la remoción física de los contaminantes por filtración y adsorción. A mayores TRH las plantas arraigadas utilizadas en el prototipo podrían tener un rol importante por ejemplo captando nutrientes, y contribuyendo a la biodegradación de la materia orgánica disuelta, entre otros. Por otra parte, la vegetación arraigada evita o retarda el taponamiento del sustrato. A pesar de esto es necesario realizar un lavado periódico del sustrato con agua con pocos sólidos suspendidos (por ejemplo la propia agua tratada) para mejorar el funcionamiento del humedal y eliminar los contaminantes retenidos.

El postratamiento del agua filtrada mediante fitorremediación con las macrófitas *E. crassipes*, *Salvinia sp.* o ambas especies, resultó una buena alternativa para eliminar los nutrientes del agua que causan eutrofización, fósforo y nitrógeno, además de SST y DQO, pero no las sales disueltas. Por esta razón, este postratamiento sólo se justifica si el agua se destinará a otro uso que no sea riego o si se requiere su almacenamiento temporal, debido al menor riesgo de generación de olores y proliferación de microorganismos. La concentración de las sales por efecto de la evapotranspiración a lo largo de los 4 días de duración del ensayo, dio como resultado una baja calidad de agua para su reutilización en riego.

5 Recomendaciones

En base a los resultados obtenidos se sugiere tener en cuenta las siguientes recomendaciones para la reutilización del agua:

- Alternativas de tratamiento según el uso posterior del agua:

Uso	Alternativa de tratamiento			
	Humedal de flujo vertical	Humedal + <i>E. crassipes</i>	Humedal + <i>Salvinia sp.</i>	Humedal + ambas especies
Riego	√	x	x	x
Recarga de inodoro*	√	√	√	√
Limpieza superficies*	x	√	√	√
Almacenamiento temporal*	x	√	√	√

*Usos que requieren desinfección previa del agua.

- Para algunos usos específicos, puede resultar necesario que el agua tratada prácticamente no contenga sólidos suspendidos. Para ello se utilizan coagulantes, que son sustancias que aceleran la remoción de los sólidos debido a que promueven la formación de coágulos que sedimentan más rápidamente. Uno de los coagulantes más comunes es el sulfato de aluminio, sin embargo, debe tenerse en cuenta que el aluminio es un elemento tóxico para la mayoría de las plantas y animales y es responsable de muchos de los daños por acidez (Finck, 1988). Por este motivo se recomienda utilizar coagulantes naturales extraídos de microorganismos o tejidos de plantas, los cuales son biodegradables y seguros. Almidones y polisacáridos naturales como la celulosa y el quitosano, semillas de una gran variedad de plantas como las de maíz y el frijol común, son algunos ejemplos de coagulantes naturales (Ramirez Arcilla y Jaramillo Peralta, 2015).
- Algunos usos del agua tratada, como la recarga del depósito de los inodoros, la limpieza de superficies o el almacenamiento temporal del agua, requieren la desinfección previa de la misma, para eliminar o inhibir el crecimiento de microorganismos patógenos o causantes de malos olores. El desinfectante más difundido y seguro es el hipoclorito de sodio (Rojas, 2002).

- Teniendo en cuenta a Cortés García (2016), una familia tipo de 4 personas utiliza 4 veces por semana el lavarropas, gastando de 120 a 400 L de agua. Con estos datos es posible calcular, de forma aproximada, el tamaño del humedal a construir para la reutilización del agua a nivel doméstico. Tomando el mayor caudal de agua por lavado (100 L), la cantidad de agua utilizada en los ensayos (20 L) y el diámetro del recipiente utilizado como prototipo ($d=0,22$ m), se puede obtener el área del humedal a construir para una familia tipo:

$$\begin{aligned} 20 \text{ L} - \pi * (0,22 \text{ m})^2 \\ 100 \text{ L} - x = 0,76 \text{ m}^2 \end{aligned}$$

Por ende, el humedal debería tener $0,76 \text{ m}^2$ de superficie y una altura de $0,58$ m.

- Como medio de soporte es posible utilizar otros materiales, en lugar de arena. Por ejemplo se puede utilizar grava fina, una alternativa que disminuye el riesgo de taponamiento, debido a que posee un mayor tamaño de poros.
- El incremento del TRH podría incrementar la remoción de algunos contaminantes y evitar el arrastre de contaminantes retenidos en el humedal en usos previos. Esto puede lograrse simplemente regulando el flujo de agua que fluye a través del humedal, por medio de una válvula como la instalada en el prototipo.

6 Bibliografía

- Aliaga Caballero, C. B. y Julca Rodríguez, Y. Y. (2014). *Tratamiento de lixiviado de relleno sanitario municipal mediante filtro biológico y humedal artificial* (tesis de grado). Universidad Nacional de Ingeniería, Lima, Perú.
- Ansari, A. A., Trivedi, S., Khan, F. A., Gill, S. S., Perveen, R., Dar, M. I. y Rehman, H. (2015). Phytoremediation of eutrophic waters. En Ansari, A. A., Gill, S. S., Gill, R., Lanza, G. R y Newman, L. (Eds): *Phytoremediation. Management of Environmental Contaminants*, volume 2. Nueva York: Springer.
- APHA, AWWA y WEF (1992). *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales, seventeenth ed.* Editorial Díaz de Santos, Madrid, España.
- APHA, AWWA y WEF (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater, 22nd edition.* American Public Health Association, Washington DC, Estados Unidos.
- Arias, C. A. y Brix, H. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Rev. Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 13, 17-24.
- Aurazo de Zumaeta, M. (2004). Aspectos biológicos de la calidad del agua. En de Vargas, L. (Eds.): *Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápidas.* Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, Perú.
- Baquero, M. T. (2013). Ahorro de agua y reutilización en la edificación en la ciudad de Cuenca. *Estoa*, 3, 71-81.
- Basílico, G., de Cabo, L. y Faggi, A. (2013). Impacts of composite wastewater on a Pampean stream (Argentina) and phytoremediation alternative with *Spirodela intermedia* Koch (Lemnaceae) growing in batch reactors. *Journal of environmental management*, 115, 53-59.
- Basílico, G., de Cabo, L. y Faggi, A. (2015). Phytoremediation of water and wastewater: on-site and full-scale applications. En Ansari, A. A., Gill, S. S., Gill, R., Lanza, G. R y Newman, L. (Eds): *Phytoremediation. Management of environmental contaminants*, volume 2. Nueva York: Springer.
- Beascochea, E. M. (2000). Las aguas residuales. Normativas. En Fernández González, J. (Eds): *Manual de fitodepuración. Filtros de macrófitas en flotación.* Madrid, España.
- Benítez Pacheco, L. (2008). *Evaluación de la distribución de metales pesados en las plantas acuáticas Jacinto de agua (Eichhornia crassipes) y tul (Thypha spp) utilizadas en la planta de tratamiento de aguas residuales La Cerra, Villa Canales por medio de fluorescencia de rayos x* (tesis de maestría). Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala.
- Blesa, M. (2018). Apuntes para pensar los grandes problemas del agua en el siglo XXI. En Abraham, M. E., Quintana, R. D. y Mataloni, G. (Eds): *Agua + humedales.* Buenos Aires, Argentina: UNSAM edita.

- Borrero, J. (1999). *Depuración de aguas residuales mediante humedales artificiales* (tesis de maestría). Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona, España.
- Calcagno, A., Mendiburro, N. y Gaviño Novillo, M. (2000). *Informe sobre la gestión del agua en la República Argentina*. Buenos Aires, Argentina: World Water Vision.
- Camargo, J. A. y Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Revista Científica de Ecología y Medioambiente*, 16(2), 1-13.
- Canovas Cuenca, J. (1986). *Calidad Agronómica de las aguas de riego 3ra edición*. Madrid, España: Publicaciones de Extensión Agraria.
- Castañeda Sarmiento, L. A. (2017). Una revisión sobre el uso de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas en América Latina: diseño, operación y resultados. *Biotecnología Aplicada*.
- Castellanos, J. y Ramos, Y. (2014). Caracterización de bacterias oxidadoras de amonio aisladas del humedal de la planta de tratamiento de aguas residuales de la Universidad de Boyacá. *Revista 13+*, 3, 82-95.
- Castro Sarco, D. G, Cruz Paredes, Y. E. y Florez Mamani, M. E. (2017). Tratamiento de aguas residuales domesticas mediante humedales subsuperficiales con macrófita *Alocasia macrorrhizos* (orejas de elefante) en la urbanización los tulipanes – Chosica, Lima. *Revista de Investigación Ciencia, Tecnología y Desarrollo*, 3(2), 1-11.
- Cieza Coronel, L. G. (2015). *Diseño de sistemas de riego I*. Universidad del Altiplano Puno, Puno, Perú.
- Corrales Duque, A. y Rodríguez Malagón, L. (2014). *Remoción de patógenos con humedales construidos para aprovechamiento de aguas lluvias de la Pontificia Universidad Javeriana* (tesis de grado). Pontificia Universidad Javeriana, Javeriana, Colombia.
- Cortes García, O. (2016). *Estudio de la gestión del consumo actual de agua potable y alternativas de ahorro en estratos socioeconómicos 1 y 2 en la localidad de Kennedy, Bogotá* (tesis de grado). Universidad de la Salle, Bogotá, Colombia.
- Crites, R. W., Middlebrooks, J. y Reed, S. C. (2006). *Natural wastewater treatment systems*. Estados Unidos: Taylor & Francis Group.
- De los Ángeles Megía, P. J. (2007). *Diseño de Parque Municipal en Santa Cruz de los Cárhamos* (tesis de especialización). Universidad de Castilla-La Mancha, Ciudad Real, España.
- Del Cisne Jaramillo Jumbo, M. y Florez Campoverde, E. D. (2012). *Fitorremediación mediante el uso de dos especies vegetales Lemma minor (Lenteja de agua), y Eichhornia crassipes (Jacinto de agua) en aguas residuales producto de la actividad minera* (tesis de grado). Universidad Politécnica Salesiana, Cuenca, Ecuador.

- Del Rosario Núñez, M. (2017). *Evaluación de la eficiencia en remoción de nitrato en un humedal construido a escalada de laboratorio* (tesis de maestría). Universidad Nacional de la Plata, La Plata, Argentina.
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L. y Andrade, M. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales*. Cochabamba, Bolivia: Durán.
- Dhir, B. (2009). *Salvinia: An aquatic fern with potential use in phytoremediation*. *Environment & We an International Journal of Science & Technology*, 4, 23-27.
- Díaz Acero, C. A. (2014). Tratamiento de agua residual a través de humedales. En *V Congreso Internacional de Ingeniería Civil*, Tunja, Colombia.
- Díaz, A. C. (2015). *Calidad del agua mediante el análisis fisicoquímico, demanda bioquímica y química de oxígeno en los humedales de Tumulco, Veracruz, México* (tesis de especialización). Universidad de Veracruzana, Veracruz, México.
- Dorronsoro, C. (2001). *Contaminación de suelos por sales solubles*. Granada, España: Universidad de Granada.
- Echazú, D. M. (2012). *Biodiversidad de diatomeas en humedales del sur de la Provincia de Santa Cruz, Argentina* (tesis doctoral). Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Eustáquio Júnior, V., Teixeira De Matos, A., Vieira Lo Monaco, P. A., Carvalho De Campos, L. y Carraro Borges, A. (2012). Efficiency of constructed wetland systems cultivated with black oats treatment of domestic sewage. *Maringa*, 34(4), 391-398.
- Fernández de la Mora, M. D. (2000). Fitodepuración en humedales. Conceptos generales. En Fernández González, J. (Eds): *Manual de fitodepuración. Filtros de macrófitas en flotación*. Madrid, España.
- Finck, A. (1988). Fertilizantes y fertilización. Fundamentos y métodos para la fertilización de los cultivos. Recuperado de <https://books.google.com.ar/books?id=IIL8KcUQAQ0C&pg=PA139&lpg=PA139&dq=sulfato+de+aluminio+toxico+para+plantas+y+animales&source=bl&ots=VXGMIqBb60&sig=ACfU3U2xGo1Pho8MuJXW AshQr0rfm89wCQ&hl=es-419&sa=X&ved=2ahUKEwiCpLul0KdAhVJE7kGHVN8BFIQ6AEwBXoEC AkQAQ#v=onepage&q=plantas%20y%20animales&f=false>
- Flórez Orjuela, Y. y Cotes Cuadro, A. (2006). Bioabsorción de metales pesados por *Salvinia natans* de los lixiviados del relleno sanitario Combeima de Ibagué. *Tumbaga*, 1, 89-100.
- Franco Alvarado, M. V. (2007). *Tratamiento y reutilización de aguas grises con aplicación a casa en Chile* (tesis de grado). Universidad de Chile, Santiago de Chile, Chile.
- Frers, C. (2008). El uso de plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales. *Observatorio Medioambiental*, 11, 301-305.
- Garcés, K., Gutiérrez, R. Kohlmann, B., Yeomans, J. y Botero, R. (2006). Caracterización del sistema de descontaminación productivo de aguas servidas

- en la finca pecuaria integrada de la Universidad Earth: I. Las plantas acuáticas. *Tierra Tropical*, 2(2), 129-140.
- García, J., y Corzo, A. (2008). *Depuración con humedales construidos. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial*. Barcelona, España: Universidad Politécnica de Cataluña.
 - Ghaitidak, D. M. y Yadav, K. D. (2013). Characteristics and treatment of greywater – a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(5), 2795-2809.
 - Giorgi, A. (2019). La importancia de los humedales en los ecosistemas de la llanura pampeana. Recuperado de <https://www.conicet.gov.ar/la-importancia-de-los-humedales-en-los-ecosistemas-de-la-llanura-pampeana/>.
 - Golterman, H., Clymo, R. y Ohndtad, M. (1978). *Methods for the Physical and Chemical Examination of Freshwaters second ed*. Blackwell Scientific, Oxford, Inglaterra.
 - Herath, I. y Vithanage, M. (2015). Phytoremediation in constructed wetlands. En Ansari, A. A., Gill, S. S., Gill, R., Lanza, G. R y Newman, L. (Eds): *Phytoremediation. Management of Environmental Contaminants*, volume 2. Nueva York: Springer.
 - Hernández Sampieri, R., Fernández Collado, C. y Baptista Lucio, M. P. (2014). *Metodología de la Investigación*. México DF, México: Mc Graw Hill.
 - Hidalgo J., Montano, J. y Estrada, M. (2005). Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas. *Theoria*, 14(1), 17-25.
 - Hoffman, H., Platzner, C., Winker, M. y von Muench, E. (2011). *Revisión técnica de humedales artificiales de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas grises y aguas domésticas*. Eschborn (Alemania): Agencia de Cooperación Internacional de Alemania.
 - Ipohorski, M. y Bozzano, P. B. (2013). Microscopía electrónica de barrido en la caracterización de materiales. *Ciencia e Investigación*, 63(3), 43-53.
 - Jara Ortiz, E. G. (2014). Tratamiento de aguas residuales domésticas grises con filtro lento y macrófitas flotantes libres. En *XXII Jornadas jóvenes Investigadores*, Valparaíso, Chile.
 - Kadlec, R. H. y Wallace, S. D. (2009). *Treatment wetlands*. Boca Raton, Estados Unidos: Taylor & Francis Group.
 - Kadlec, R. H., Knight, R. L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. y Habert, R. (2000). *Constructed wetlands for pollution control. Processes, performance, design and operation*. Londres, Inglaterra: IWA Publishing.
 - Kestler Rojas, P. J. (2004). *Uso, reuso y reciclaje del agua residual en una vivienda* (tesis de grado). Universidad Rafael Landívar, Landívar, Guatemala.
 - Lallana, V. H y Lallana, M. C. (2004). *Crecimiento. Fisiología vegetal*. Universidad Nacional de Entre Ríos, Panará, Argentina.
 - Lewis, J. P. (1995). *La biósfera y sus ecosistemas. Una introducción a la ecología*. Rosario, Argentina: ECOSUR.

- Luna Pabello, V. M. y Aburto Castañeda, S. (2014). Sistema de humedales artificiales para el control de la eutrofización del lago del Bosque de San Juan de Aragón. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 17(1), 32-55.
- Luna Pabello, V. M. y Ramírez Carrillo, H. F. (2004). Medios de soporte alternativos para la remoción de fósforo en humedales artificiales. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 20(1), 31-38.
- Mackereth, F., Heron, J. y Talling, J. (1989). *Water Analysis, Some Revised Methods for Limnologists second ed.* Freshwater Biological Association, No 36.
- Madigan, M. T., Martinko, J. M. y Parker, J. (2003). *Brock. Biología de los microorganismos*. Illinois, Estados Unidos: Pearson.
- Mahmood, Q. Mirza, N. y Shaheem, S. (2015). Phytoremediation using algae and macrophytes: I. En Ansari, A. A., Gill, S. S., Gill, R., Lanza, G. R y Newman, L. (Eds): *Phytoremediation. Management of Environmental Contaminants*, volume 2. Nueva York: Springer.
- Martelo, J. y Lara Borrero, J. A. (2012). Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales: una revisión del estado del arte. *Ingeniería y Ciencia*, 8(15), 221-243.
- Martínez, P. A. (2014). *Evaluación y diseño de un humedal construido para la depuración de aguas residuales domésticas* (tesis doctoral). Universidad de Murcia, Murcia, España.
- Mateu Romero, B. (2015). *Estudio y dimensionado experimental de humedales artificiales para la mejora de la calidad de aguas de cursos fluviales eutrofizados* (tesis de grado). Universidad Miguel Hernández de Elche, Alicante, España.
- Miller, J. (2007). *Constructed wetlands, technology assessment and design guidance*. Iowa Department of Natural Resources.
- Moreno, M. I. y Guillot Monroy, G. H. (2017). Relación de las variables físicas, químicas y microbiológicas con la distribución espacial y temporal de las comunidades de odonatos en los humedales La Vaca y Santa María del Lago. En Guillot Monroy, G. H. y Pinilla Agudelo, G. A. (Eds.): *Estudios ecológicos en Humedales de Bogotá. Aplicaciones para su evaluación, seguimiento y manejo*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- Morteau, B. (2016). Salt contaminated water phytotreatment by constructed wetland. En Khan, M. A., Boer, B., Ozturk, M., Clusener-Godt, M., Gul, B. y Breckle, S. W. (Eds): *Sabkha ecosystems volumen V: The Americas*. Springer.
- Muñoz, J. M. (2000). Componente de los sistemas convencionales de depuración de aguas residuales. En Fernández González, J. (Eds): *Manual de fitodepuración. Filtros de macrófitas en flotación*. Madrid, España.
- Naik, A. (1975). Fundamentos del microscopio electrónico y su aplicación en la investigación textil. *Boletín del Instituto de Investigación Textil y de Cooperación Industrial*, 64, 39-50.
- Naranjo Ríos, Y. (2017). *Estudio para mejorar la eliminación de fósforo en humedales artificiales empleando fangos generados en la potabilización del agua, mediante procesos de adsorción. Aplicación a la potabilizadora La Presa*

- (*Manises, Valencia*) (tesis de maestría). Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España.
- National Research Council (2012). *Water reuse: potencial for expanding the nation's water supply through reuse of municipal wastewater*. Washington DC, Estados Unidos: National Academy of Sciences.
 - Neira Gutiérrez, M. A. (2006). *Dureza en aguas de consumo humano y uso industrial, impactos y medidas de mitigación. Estudio de caso: Chile* (tesis de grado). Universidad de Chile, Santiago de Chile, Chile.
 - Niño Rodríguez, E. D. y Martínez Medina, N. C. (2013). *Estudio de las aguas grises domésticas en tres niveles socioeconómicos de la ciudad de Bogotá* (tesis de grado). Pontificia Universidad Javeriana, Javeriana, Colombia.
 - Ojeda, L., Romero, J. A., Reyes, R., Gallegos, R. y Herrera, A. (2014). Evaluación de la depuración de agua gris en un humedal artificial a escala piloto. En Rivas, A. y Paredes, D. (Eds): *Sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua*. Segunda Conferencia Panamericana, Michoacán, México.
 - Olías, M., Cerón, J. C. y Fernández, L. (2005). Sobre la utilización de la clasificación de las aguas de riego del U.S. Laboratory Salinity (USLS). *Geogaceta*, 37, 111-113.
 - Organización de las Naciones Unidas (2016). Agenda 2030 y los objetivos de desarrollo sostenible. Una oportunidad para América Latina y el Caribe. Recuperado de <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/>
 - Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación (2015). Geografía, clima y población de Argentina. Recuperado de http://www.fao.org/nr/water/aquastat/countries_regions/ARG/indexesp.stm
 - Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación (sf.). Mejora de la calidad de agua en los estanques. Recuperado de http://www.fao.org/tempref/FI/CDrom/FAO_Training/FAO_Training/General/x6709s/x6709s02.htm#6a
 - Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (2003). *Agua para todos, agua para la vida*. París, Francia: Ediciones UNESCO.
 - Paredes Gilón, L. (2014). *Remoción de contaminantes en la estabilización de humedales construidos de flujo vertical, sembrados con *Heliconia* (sp), para el tratamiento de aguas residuales domésticas* (tesis de grado). Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira, Colombia.
 - Pérez López, E. (2016). Control de calidad en aguas para consumo humano en la región occidental de Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 29(3), 3-14.
 - Pérez Sánchez, O. (2012). *Estudio del agua de riego*. Universidad de Almería, España.
 - Plaza de los Reyes, C., Vera, L., Salvato, M., Borin, M. y Vidal, G. (2011). Consideraciones para la eliminación del nitrógeno en humedales artificiales. *Tecnología del agua*, 31, 40-49.

- Ramirez Arcilla, H. y Jaramillo Peralta, J. (2015). Agentes naturales como alternativa para el tratamiento del agua. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 11(2), 136-153.
- Renau Piqueras, J. y Faura, M. (1994). Principios básicos del microscopio electrónico de barrido. En Méndez Felpeto, J., Cerdán Villanueva, E. y Rodríguez Torres, A. M. (Eds.): *Técnicas de microscopía, micromanipulación y análisis de imagen*. Coruña, España.
- Rodrigo, M. A., Rojo, C., Armengol, X. y Mañá, M. (2001). Heterogeneidad espacio-temporal de la calidad del agua en un humedal costero: El Marjal de la Safor (Valencia). *Limnetica*, 20(2), 329-339.
- Rodríguez Zamora, J. (2009). Parámetros fisicoquímicos de dureza total en calcio y magnesio, pH, conductividad y temperatura del agua potable analizados en conjunto con las Asociaciones Administradoras del Acueducto, (ASADAS), de cada distrito de Grecia, cantón de Alajuela, noviembre del 2008. *Revista Pensamiento Actual*, 9(12), 125-134.
- Rojas, R. (2002). Sistemas de tratamiento de aguas residuales. En Curso Internacional "Gestión Integral de Tratamiento de Aguas Residuales".
- Roldán Santiago, A. A. (2016). *Propuesta de optimización del uso del agua potable en la I.E. 80824 "José Carlos Mariategui" El Porvenir-Trujillo – 2014* (tesis de posgrado). Universidad Nacional de Trujillo, Trujillo, Perú.
- Romero Aguilar, M., Colín Cruz, A., Sanchez Salinas, E. y Ortiz Hernandez, M. (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Revista Internacional de Contaminación ambiental*, 25(3), 157-167.
- Sadzawka, A. (2006). *Manual de análisis de aguas para riego*. Santiago, Chile: INIA.
- Sharma, G., Brighu, P. y Brighu, U. (2014). Performance analysis of vertical up-flow constructed wetlands for secondary treated effluent. *APCBEE Procedia*, 10, 110-114.
- Solís Silván, R., López Ocaña, G., Bautista Margulis, R. G., Hernández Barajas, J. R. y Romellón Cerino, M. J. (2015). Evaluación de humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial en la remoción de contaminantes de aguas residuales utilizando diferentes especies de vegetación macrófita. *Interciencia*, 41(1), 40-47.
- Strickland, J. y Parsons, T. (1972). *A practical Handbook of seawater analysis. Bulletin No. 167 second ed.* Fisheries Research Board of Canada, Ottawa.
- Suárez López, J., Jácome Burgos, A., del Río Cambeses, H., Torres Sánchez, D. y Rodríguez, P. U. (2012). El reciclaje de aguas grises como complemento a las estrategias de gestión sostenible del agua en el medio rural. En *Río Mandeo, Cuenca Fluvial y Desarrollo Sostenible*.
- Tartabull Puñales, T. y Betancourt Aguilar, C. C. (2016). La calidad del agua para riego. Principales indicadores de medida y procesos que la impactan. *Revista Científica Agroecosistemas*, 4(1), 47-61.

- Torres Bojorges, A. X., Hernández Razo, A., Fausto Urquieta, A. A. y Zurita Martínez, F. (2016). Evaluación de tres sistemas de humedales híbridos a escala piloto para la remoción de nitrógeno. *Revista Internacional de Contaminación ambiental*, 33(1), 37-47.
- United States Environmental Protection Agency (2000). *Guiding principles for constructed treatment wetlands: providing for water quality and wildlife habitat*. Washington DC, Estados Unidos.
- United States Environmental Protection Agency (2004). *Constructed treatment wetlands*. Washington DC, Estados Unidos.
- Valderrama, L. T. (1996). Uso de dos especies de macrófitas acuáticas, *Limnobium laevigatum* y *Eichhornia crassipes* para el tratamiento de aguas residuales agroindustriales. *Universitas Scientiarum*, 3(1-2), 83-97.
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. F., Haberl, R., Perfler, R. y Laber, J. (1998). Removal mechanisms and types of constructed wetlands. En Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B. y Haberl, R. (Eds.): *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. Leiden, Holanda.
- Yáñez Torrente, S. (2018). *Influencia del pH en la eficiencia del tratamiento de aguas residuales en humedales construidos de flujo vertical* (tesis de grado). Universidad da Coruña, Coruña, España.
- Zar, J.H. (1996). *Biostatistical Analysis. 3rd Edition*. Upper Saddle River, Estados Unidos: Prentice Hall.

7 Anexos

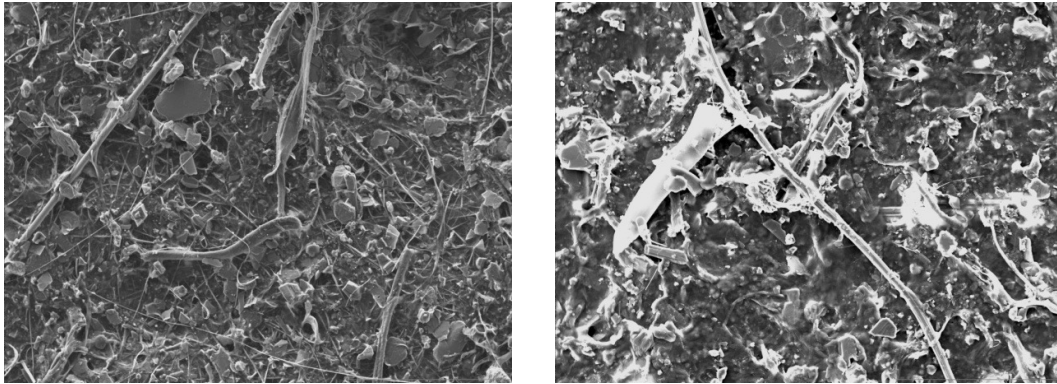


Figura A 1. Sólidos atrapados en la fibra de vidrio del tratamiento AG con un aumento de 200x.

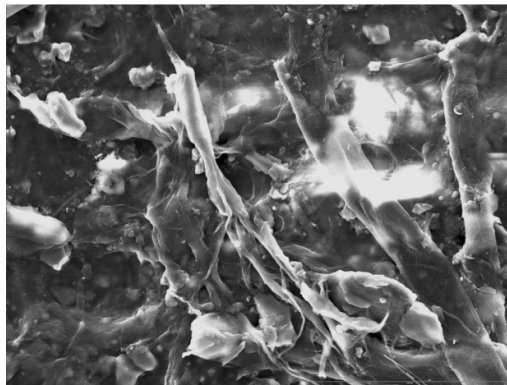
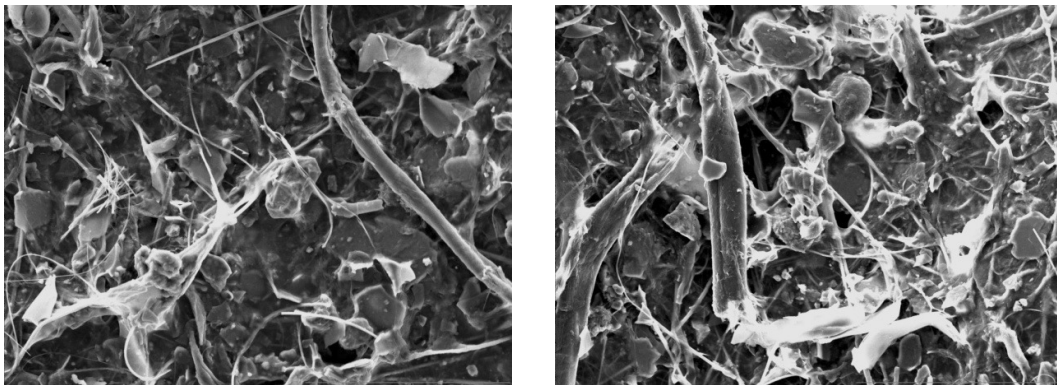


Figura A 2. Sólidos atrapados en la fibra de vidrio del tratamiento AG con un aumento de 500x.

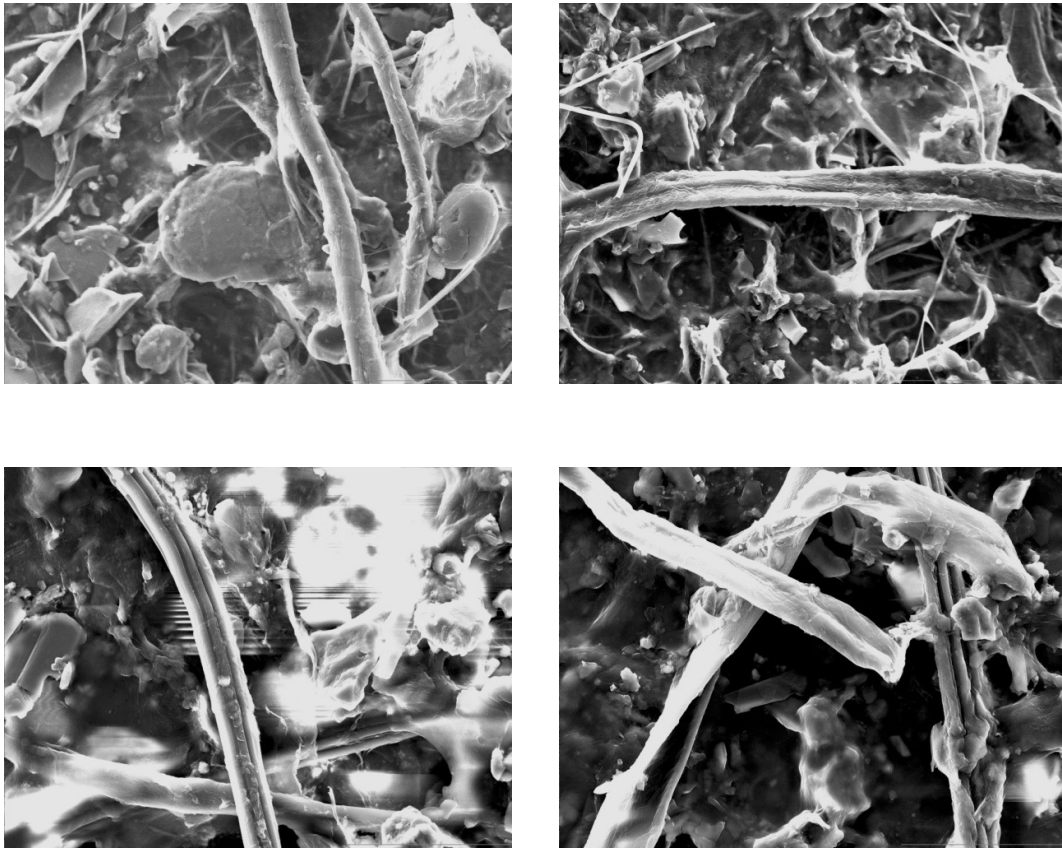


Figura A 3. Sólidos atrapados en la fibra de vidrio del tratamiento AG con un aumento de 800x.

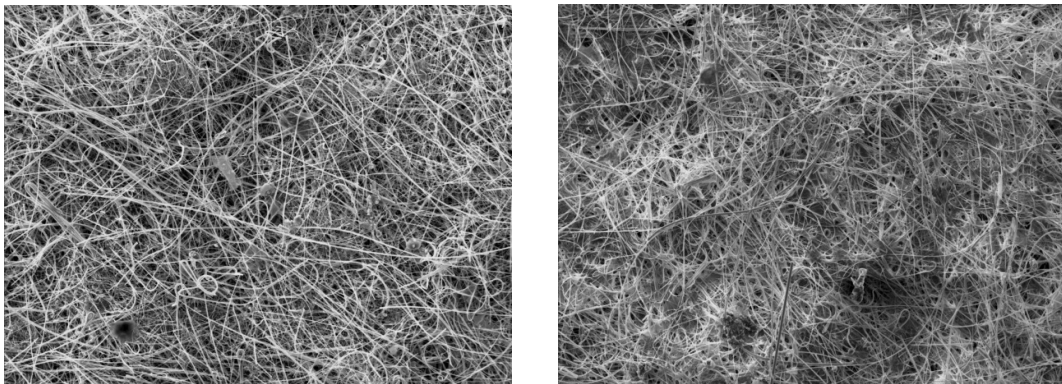


Figura A 4. Fibra de vidrio con muy pocos sólidos retenidos del tratamiento H con un aumento de 200x.

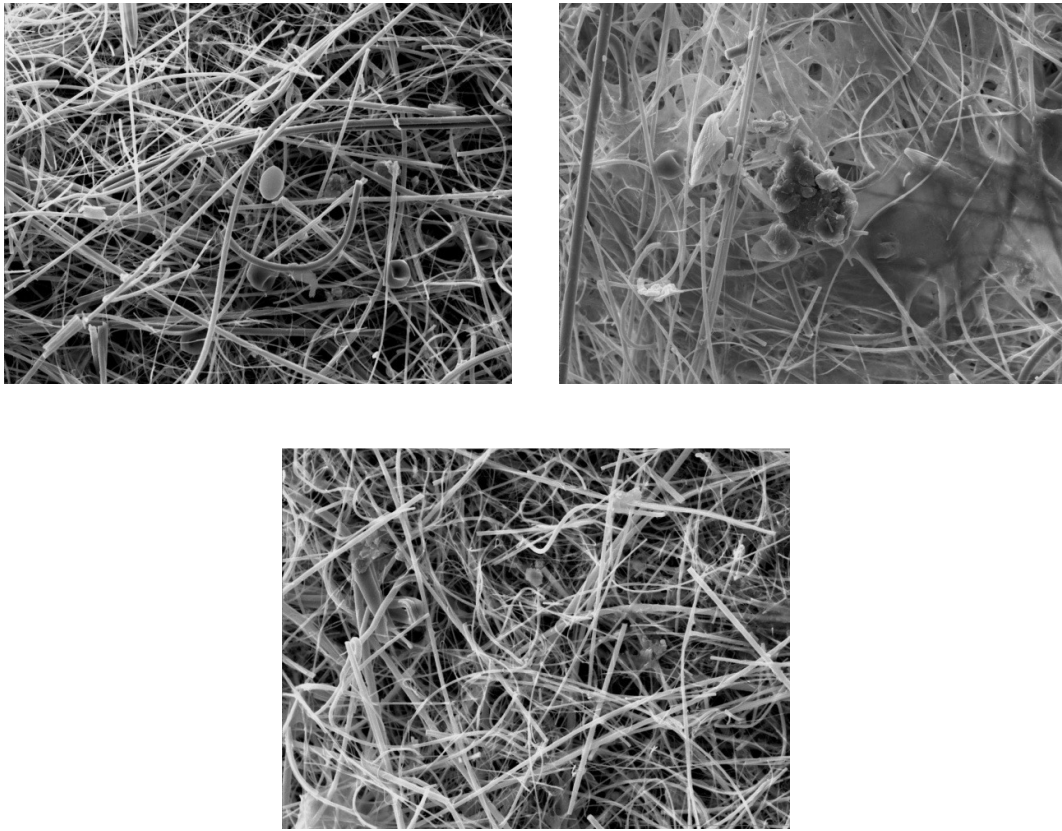


Figura A 5. Fibra de vidrio con muy pocos sólidos retenidos del tratamiento H con un aumento de 800x.

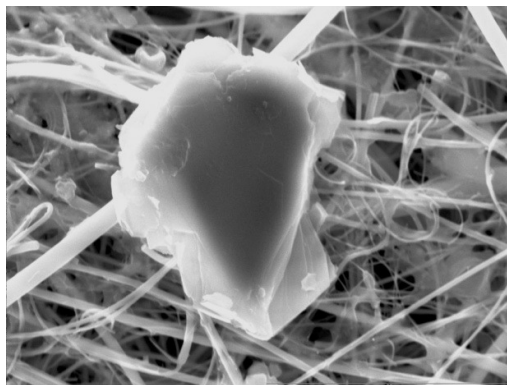


Figura A 6. Sólido del tratamiento H retenido en fibra de vidrio con un aumento de 3000x.

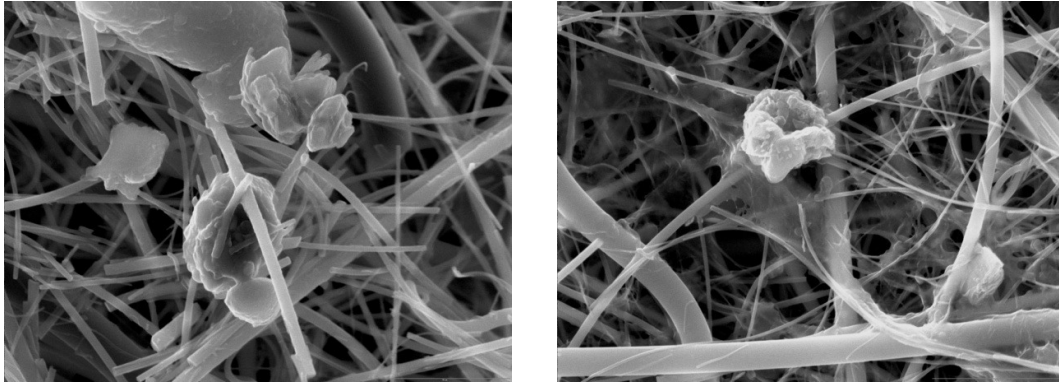


Figura A 7. Sólidos del tratamiento H retenidos en fibra de vidrio con un aumento de 3200x.

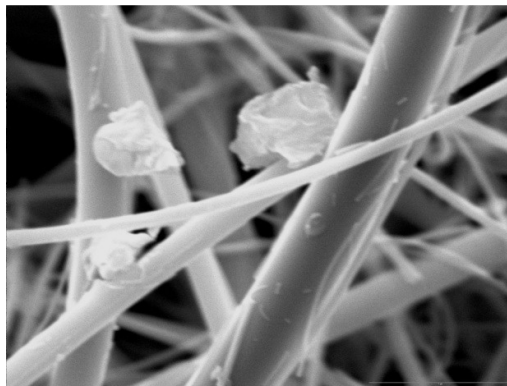


Figura A 8. Sólidos del tratamiento H retenidos en fibra de vidrio con un aumento de 7000x.