

Evaluación de medios de soporte en humedales artificiales con vegetación *Sagittaria latifolia* en la remoción de contaminantes básicos

*Evaluation of media of support of artificial wetlands with vegetation
Sagittaria latifolia in the removal of basics pollutants*

*Avaliação de meios de suporte em áreas úmidas artificiais com vegetação
de *Sagittaria latifolia* na remoção de poluentes básicos*

Jesús Alfredo García Ocaña

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Biológicas,
México

aljes.ocana93@gmail.com

<https://orcid.org/0000-0002-3527-7064>

Gaspar López Ocaña

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Biológicas,
México

ocanagl77@hotmail.com

<https://orcid.org/0000-0002-8402-8160>

Carlos Alberto Torres Balcázar

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Biológicas,
México

ing_carlos_torres@msn.com

<https://orcid.org/0000-0001-8011-6721>

Resumen

El objetivo del presente estudio fue evaluar la remoción de parámetros de control y contaminantes básicos de aguas residuales domésticas con humedales artificiales de flujo subsuperficial, para lo cual se emplearon dos medios diferentes de soporte: grava de canto redondo y grava de brecha sedimentaria, con vegetación *Sagittaria latifolia* (cola de golondrina) y con tiempos de retención de 4.8 días y 4.9 días, respectivamente. En concreto, se destinaron tres humedales con vegetación y grava de canto redondo (HACC), tres con vegetación y grava de brecha sedimentaria (HABC), así como tres humedales controles sin vegetación y grava de canto redondo (HACS) y tres sin vegetación y grava de brecha sedimentaria (HABS). Para los medios de soporte se determinaron variables como densidad aparente y real, así como porosidad y conductividad eléctrica (N = 28). Al inicio de la operación de los humedales artificiales, el medio de soporte canto redondo presentó los siguientes valores: densidad aparente de $1390.79 \pm 54.36 \text{ kg m}^{-3}$ (media \pm DE), densidad real de $2626.01 \pm 75.43 \text{ kg m}^{-3}$, porosidad $51.87 \pm 3.90 \%$ y conductividad eléctrica (CE) $125.46 \pm 11.81 \text{ dS m}^{-1}$. El medio de soporte brecha sedimentaria mostró una densidad aparente de $1415.63 \pm 43.94 \text{ kg m}^{-3}$ (media \pm DE), densidad real de $2678.16 \pm 36.67 \text{ kg m}^{-3}$, porosidad $52.86 \pm 1.56 \%$ y CE de $94.13 \pm 3.58 \text{ dS m}^{-1}$. Al término de la operación, el medio de soporte de canto redondo demostró ser eficiente con tan solo una pérdida de 5 % de porosidad, mientras que la brecha obtuvo una pérdida de 23 % de esta. En cuanto a la calidad del agua, se analizaron 160 muestras compuestas para los cuatro tratamientos de humedales y 40 simples en el tanque de distribución alimentación (N = 40). Después del primer año de operación, se observa que el HACC es el más eficiente, pues la remoción alcanzada fue de 96.85 % para SST, 95.85 % para DBO₅, 96.78 % para N_T y 96.79 % para P_T. El tratamiento HABC, por su parte, consiguió eficiencias de remoción de 95.52 % para SST, 95.02 % para DBO₅, 95.45 % para N_T y 95.36 % para P_T. Por tal motivo, se considera que existe un alto potencial para que estos medios de soporte se puedan implementar en los HA en el sureste de México, con lo cual se reducirían los costos de construcción y mantenimiento, pues los utilizados actualmente no son nativos de la región, presentan erosión y atrición, y no permiten un adecuado crecimiento de la biopelícula y la vegetación, de ahí que tengan bajas eficiencias.

Palabras clave: agua residual, eficiencia de remoción, humedal artificial de flujo subsuperficial y medio de soporte.

Abstract

In this study the removal of control parameters and basic pollutants of domestic wastewater in artificial wetlands of subsurface flow was evaluated using two different support media, round-ridge gravel and sedimentary-gap gravel, with vegetation *Sagittaria latifolia* (swallow's tail), with retention times of 4.8 days and 4.9 days respectively. Three wetlands with round-ridge vegetation and gravel (HACC), three wetlands with vegetation and sedimentary-gap gravel (HABC); three control wetlands without vegetation and gravel of round ridge (HACS) and three without vegetation and sedimentary gap gravel (HABS). For the support media the variables were determined as apparent density, real, porosity and electrical conductivity ($N=28$). At the beginning of the operation of the artificial wetlands, the round ridge support medium presented an apparent density of $1390.79 \pm 54.36 \text{ Kg m}^{-3}$ (mean \pm SD.), The actual density of $2626.01 \pm 75.43 \text{ Kg m}^{-3}$, porosity $51.87 \pm 3.90\%$ and an Electrical Conductivity (CE) $125.46 \pm 11.81 \text{ dS m}^{-1}$, the sedimentary gap support medium showed an apparent density of $1415.63 \pm 43.94 \text{ Kg m}^{-3}$ (mean \pm SD), actual density of $2678.16 \pm 36.67 \text{ Kg m}^{-3}$, porosity $52.86 \pm 1.56\%$ and an EC of $94.13 \pm 3.58 \text{ dS m}^{-1}$. At the end of the operation the support medium round edge proved to be efficient with only a loss of 5% porosity, while the gap presented a loss of 23% of this. In terms of water quality, 160 composite samples were analyzed for the four wetland treatments and 40 simple samples in the feed distribution tank ($N=40$). After the first year of operation it is seen that he HACC is the most efficient, the removal reached was 96.85% for SST, 95.85% for BOD₅, 96.78% for N_T and 96.79% for P_T. There is a high potential for these support means to be implemented in HAs in southeastern Mexico, reducing construction and maintenance costs, since the means of support currently used are not native to the region, they present erosion and attrition, they do not allow a adequate growth of the biofilm and vegetation and, as a consequence, have low efficiencies.

Keywords: wastewater, removal efficiency, artificial subsurface flow wetland and support medium.

Resumo

O objectivo deste estudo foi avaliar a remoção dos parâmetros de controlo de base e contaminantes das águas residuais domésticas com fluxo alagados construídos subsuperficial, para o qual foram utilizados dois meios de suporte diferentes: borda redonda cascalho e brita lacuna sedimentar vegetação *Sagittaria latifolia* (cauda de andorinha) e com tempos de retenção de 4,8 dias e 4,9 dias, respectivamente. Especificamente, três vegetação húmida e borda redonda cascalho (HACC), três vegetação e lacuna cascalho sedimentar (HABC) e três controlos zonas húmidas sem vegetação e borda redonda cascalho (HACS) e três sem vegetação e alocados Cascalho de Brechas Sedimentares (HABS). Para o suporte, as variáveis foram determinadas como densidade aparente e real, bem como porosidade e condutividade eléctrica (N = 28). No início da operação de zonas húmidas artificiais, os meios de suporte cantando rodada forneceu os seguintes valores: densidade a granel de $1390,79 \pm 54,36$ kg m⁻³ (média \pm SD), uma densidade efectiva de $2626,01 \pm 75,43$ kg m⁻³, porosidade $51,87 \pm 3,90\%$ e condutividade eléctrica (CE) $125,46 \pm 11,81$ dS m⁻¹. O apoio médio hiato sedimentar mostrou uma densidade a granel de $1415,63 \pm 43,94$ kg m⁻³ (média \pm SD), uma densidade efectiva de $2678,16 \pm 36,67$ kg m⁻³, porosidade $52,86 \pm 1,56\%$ e CE $94,13 \pm 3.58$ dS m⁻¹. Ao final da operação, o suporte de borda arredondada mostrou-se eficiente com apenas 5% de perda de porosidade, enquanto o gap obteve uma perda de 23%. Em termos de qualidade da água, 160 amostras compostas foram analisadas para os quatro tratamentos de terras húmidas e 40 amostras simples no tanque de distribuição de alimentos (N = 40). Após o primeiro ano de operação, observou-se que o HACC é o mais eficiente porque a remoção alcançado foi 96,85% de TSS, DBO5 95,85%, 96,78% e 96,79% para o NT para PT. O tratamento com HABC, por outro lado, alcançou eficiências de remoção de 95,52% para SST, 95,02% para DBO5, 95,45% para NT e 95,36% para PT. Portanto, considera-se que existe um grande potencial para estes meios de apoio pode ser implementado em HA no sudeste do México, que os custos de construção e manutenção seria reduzido, como

atualmente utilizados não são nativas da região, apresentam erosão e atrito, e não permitem um crescimento adequado do biofilme e da vegetação, portanto, têm baixa eficiência.

Palavras-chave: água residual, eficiência de remoção, alagamento de fluxo artificial subsuperficial e meio de suporte.

Fecha recepción: Agosto 2018

Fecha aceptación: Diciembre 2018

Introducción

Las aguas residuales son un problema que afecta a muchos ecosistemas terrestres y acuáticos cuando son depositadas sin ningún tipo de tratamiento previo, lo que afecta de manera directa en la autodepuración de los cuerpos de agua. Por ello, se ha planteado la necesidad de implementar tecnologías que no sean agresivas con el medio ambiente y que sean económicamente viables (Comisión Nacional del Agua [Conagua], 2016a; Vymazal, 2014).

En tal sentido, los humedales artificiales (HA) son una excelente alternativa en el tratamiento del agua residual doméstica, pues como tecnología natural resulta de bajo costo operativo y de fácil mantenimiento, con mínimos requerimientos de personal (Crites, Middlebrooks y Bastian, 2014). En estos sistemas, el tratamiento ocurre por un proceso natural llamado *fitodepuración*, el cual consiste en desarrollar un cultivo de plantas macrófitas sobre un medio de soporte dentro de un volumen de control, donde ocurren diversas reacciones físicas, químicas y biológicas a través de las cuales el agua residual es depurada progresivamente (Delgadillo, Camacho, Pérez y Andrade, 2010), o también dentro de los humedales donde la remoción de contaminantes se consigue por sedimentación, absorción y metabolismo bacteriano (Llagas y Gómez, 2006).

En los HA se han utilizado diferentes especies de plantas, las cuales son la base del proceso, ya que estas son capaces de degradar, absorber y asimilar en sus tejidos la materia orgánica y los nutrientes, además de que el medio de soporte proporciona una extensa superficie donde se facilita el crecimiento bacteriano, lo que facilita la retención de los

sólidos en suspensión, ya que también funcionan como un medio filtrante (Upadhyay, Bankoti y Rai, 2016).

Los humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFS) son sistemas de tratamiento de aguas residuales cuyo diseño tradicional permite remover entre 40 % y 60 % del fósforo total presente. Aproximadamente, 90 % de la remoción se debe a procesos de adsorción que ocurren en el medio filtrante, mientras que el restante 10 % sucede gracias al trabajo de las plantas vasculares y los microorganismos. Luna y Ramírez (2004) han probado medios de soporte alternativos para la remoción de fósforo en HA, de los cuales los medios CAS y PIECA removieron hasta 92 %, EVOL 48 % y la gravilla en 42 %.

Explicado lo anterior, se puede indicar que en esta investigación se utilizan los HAFS para evaluar el efecto de dos medios de soporte naturales en el sureste de México, es decir, canto redondo y brecha sedimentaria con vegetación de *Sagittaria latifolia* (cola de golondrina) para remover contaminantes básicos de aguas residuales doméstica.

Vale acotar que en la región se presenta un problema al seleccionar y emplear los medios de soporte, pues los HA instalados que han utilizado arcillas regionales se han colmatado antes de lo previsto en su diseño; esto significa que si se trajeran materiales de soporte de otra región (como el tezontle) se incrementarían significativamente los costos de construcción y operación en las plantas de tratamiento de aguas residuales vía HA. Por ello, estos materiales de soporte (canto redondo y brecha sedimentaria) pueden ser eficientes y bajar los costos de construcción y operación de los HA de la región.

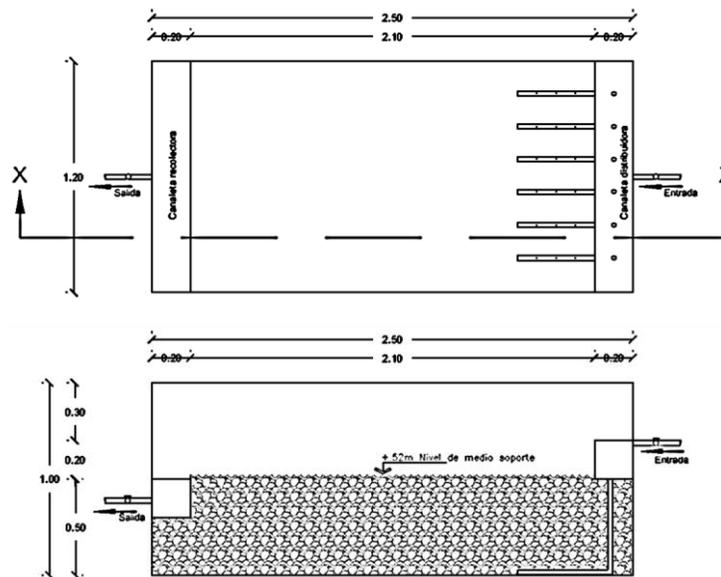
Materiales y método

Humedales artificiales

Las unidades experimentales de HAFS se montaron con base en el diseño de López *et al.* (2014). Asimismo, se utilizaron doce HAFS rectangulares de acero al carbón calibre 10, con dimensiones de 1.2 m de ancho, 2.50 m de largo y 1.00 m de alto, con una capacidad volumétrica individual de 1.5 m³, con un tirante hidráulico de 0.5 m de profundidad y 0.5 m como bordo libre. La pailería interna y los accesorios instalados fueron de PVC (figura 1). El agua residual que alimentaba a los HA se abastecía por tanques de distribución con capacidad de 200 litros, y eran llenados por bombeo del cárcamo concentrado de la División

Académica de Ciencias Biológicas de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT) (17° 59' 26" N y 17° 59' 17" O). A cada HA se le suministró un caudal de 160 L/día para tratar.

Figura 1. Diseño de humedal artificial de flujo subsuperficial



Fuente: López *et al.* (2014)

Medio de soporte

Se eligieron dos materiales pétreos de diferente origen metamórfico (figura 2): canto redondo (can) y la brecha sedimentaria (bre), ya que poseían características físicas favorables como medio de soporte en los HA. El material pétreo se obtuvo en el municipio de Teapa, Tabasco; la grava de brecha sedimentaria (de tipo caliza) fue obtenida en la zona aledaña al Cerro de Coconá (17° 34' 41.61" N; 92° 55' 44.49" O); el segundo medio de soporte (canto redondo) fue extraído de un banco de este material en el río Teapa (17° 34' 54.30" N; 92° 58' 7.43" O). La granulometría en ambos medios fue de tres cuartos de pulgada. Estos materiales pétreos fueron empleados como medios de soporte en los doce HAFS, de los cuales seis fueron utilizados para canto redondo y los otros seis para la brecha sedimentaria. Para cada medio de soporte se emplearon tres reactores plantados con vegetación y tres como controles sin vegetación.

Figura 2. Derecha: canto redondo (can); izquierda: brecha sedimentaria (bre)



Fuente: Elaboración propia

Parámetros físicos evaluados al medio de soporte

El análisis del medio de soporte se llevó a cabo en dos periodos: el primero se realizó en el inicio de la fase de operación, y el segundo al finalizar esta (agosto-diciembre de 2017); los puntos de muestreo del medio en los HA se localizaron en las zonas de la entrada (superficie y fondo), en el centro (superficie, centro y fondo) y en la salida de los HA (superficie y fondo), lo que permitió recolectar 7 muestras por cada HA, para analizar un total de 4 HA (28 muestras en total), los cuales corresponden a brecha sedimentaria con vegetación (bre-c), brecha sedimentaria sin vegetación (bre-s), canto redondo con vegetación (can-c) y canto redondo sin vegetación (can-s).

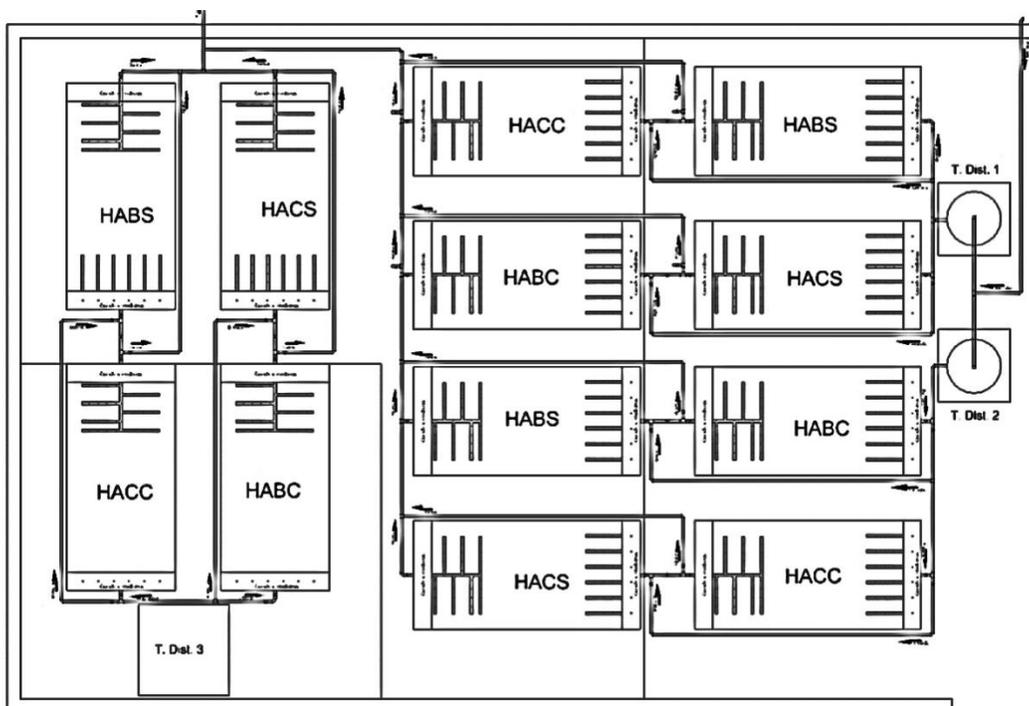
Las características físicas evaluadas se sustentaron en los métodos normativos de densidad real (AS-04), densidad aparente (AS-03), conductividad eléctrica (AS-18) de la NOM-021-RECNAT-2000, y porosidad, mediante el método establecido por Muñoz, Soler, López y Hernández (2015), el cual consiste en su determinación con base en los valores obtenidos de densidad aparente y densidad real, mientras que el cálculo de la porosidad total del medio se define como el volumen ocupado por el espacio poroso en relación con el volumen total del medio. La porosidad se expresa en porcentaje y se calcula a partir de la siguiente ecuación:

$$\text{Porosidad (\%)} = \left(1 - \frac{\text{densidad aparente}}{\text{Densidad real}}\right) \times 100$$

Muestreo y siembra de vegetación

Para cada HAFS se requirieron 25 especímenes de *Sagittaria latifolia* (cola de golondrina) recolectados —según lo sugerido por Novelo (2006)— en zonas de humedales naturales del municipio de Centro, Tabasco (17° 59' 11.91" N; 92° 57' 36.03" O). Su selección inicialmente se fundamentó en la literatura de Crites y Tchobanoglous (2000) y la Conagua (2016b). La siembra de la vegetación en los HA (noviembre 2016) se plantó a una profundidad de 15 cm en el medio de soporte, con una distancia aproximada de 15 cm entre cada planta y una distribución de manera triangular o tresbolillo. A continuación, en la figura 3 se presenta el arreglo de los HA con vegetación y el tipo de medio de soporte.

Figura 3. Arreglo de las unidades experimentales de HA



Nomenclatura: HABS es HA con medio de soporte de brecha sedimentaria sin vegetación (control); HABC es HA con medio de soporte de brecha sedimentaria con vegetación (tratamiento); HACS es HA con medio de soporte de canto redondo sin vegetación (control), y HACC es HA con medio de soporte de canto redondo con vegetación (tratamiento).

Fuente: Elaboración propia

Estabilización de la vegetación

Al concluir la siembra de la vegetación *Sagittaria latifolia* (cola de golondrina) en los HA se inició el periodo de adaptación de la vegetación a las condiciones ambientales y se sometió al agua residual. Esta fase de estabilización tuvo una duración de seis meses (noviembre de 2016-abril de 2017). Terminado este periodo, se dejó un lapso de tres meses, y luego se continuó con la fase de evaluación de los tratamientos en donde se inició el monitoreo para evaluar la remoción de contaminantes en los HA con ambos medios de soporte (agosto-diciembre de 2017).

Parámetros de calidad del agua

Los parámetros de control analizados durante la evaluación fueron temperatura, turbiedad, color, pH, conductividad eléctrica (CE), así como los siguientes contaminantes básicos: demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), fósforo total (P_T), nitrógeno total (N_T) y sólidos suspendidos totales (SST). Estos se midieron a la entrada y salida en cada uno de los HAFS, tomando como muestra de entrada de los HA la obtenida en los tanques de distribución y como muestra de salida la conseguida en la canaleta de muestreo presente en cada HA. Los métodos usados para la medición de los parámetros fueron temperatura (SM 2550), CE (SM 2510B) y pH (SM 9040B), para lo cual se empleó el equipo Hanna HI98129; la turbiedad se determinó por el método EPA 180.1 utilizando el equipo Hanna HI 98703 (EUA) con precisión de 0.01 UNT. El color se determinó mediante el método estándar 2120B, con el equipo Lamotte cuya precisión es de 0.1 UC. Los parámetros DBO₅, P_T, N_T y SST se determinaron por los métodos NMX-AA-028-SCFI-2001, NMX-AA-026-SCFI-2001, NMX-AA-029-SCFI-2001 y NMX-AA-034-SCFI-2001, respectivamente.

El comportamiento de los HA se obtuvo midiendo los parámetros de control y contaminantes básicos entre agosto y diciembre de 2017. A lo largo de cada mes se realizaron ocho muestreos (dos veces por semana) tomando muestras simples del tanque de distribución y muestras compuestas del efluente de cada uno de los cuatro tratamientos de HA evaluados. La toma de las muestras se realizó a las 12:00 horas todos los días. De acuerdo con la campaña de muestreo, se obtuvieron 480 muestras totales para los HA (tratamiento y dos

replicas), analizando 160 muestras compuestas para los cuatro tratamientos de HA y 40 simples en el tanque de distribución (200 análisis).

Eficiencia de remoción

Las eficiencias de remoción fueron calculadas con la ecuación siguiente:

$$ER (\%) = \left(\frac{CE - CS}{CE} \right) \times 100$$

Donde ER es el porcentaje de eficiencia de remoción, CE es la concentración de entrada, CS es la concentración obtenida a la salida del HA, se aplica a cada contaminante o parámetro (Chung, Wu, Tam y Wong, 2008).

Diseño experimental

Para esta investigación se requirió un diseño aleatorio de un factor para analizar los sistemas de tratamiento (medio de soporte con vegetación) y sus controles (medio de soporte sin vegetación). Para cada uno de estos se corrió por triplicado durante el periodo de cuatro meses (agosto-diciembre de 2017).

Análisis estadístico

En los medios de soporte las variables de densidad aparente y densidad real siguieron un comportamiento normal y homocedástico, por lo que se determinó un ANOVA. En cuanto a la porosidad y conductividad eléctrica, al no presentar los atributos de normalidad, se procedió a determinar su análisis no paramétrico realizando la prueba de Kruskal-Wallis y el contraste de medianas de Mann-Whitney.

Asimismo, y debido a que para las variables de agua el único parámetro que cumple los postulados de normalidad y homocedasticidad es la temperatura, se realizó un ANOVA de una vía, mientras que las variables de respuestas cuantitativas de DBO₅, P_T, N_T, SST, color, turbiedad, CE y pH en los diferentes tipos de tratamientos presentes en los HA no siguieron la distribución normal, por lo que se les aplicó el análisis estadístico no paramétrico, la prueba de Kruskal-Wallis y el contraste de medianas de Mann-Whitney, para lo cual se empleó el paquete estadístico Statgraphics 16^{MR}.

Resultados

Características de los medios de soporte

Las características iniciales de los medios de soporte canto redondo y brecha sedimentaria —antes de ser sometidos al agua residual, vegetación y microorganismos— se presentan en la tabla 1.

Tabla 1. Valores promedio y desviación estándar de los parámetros físicos evaluados en los medios de soporte (N = 28)

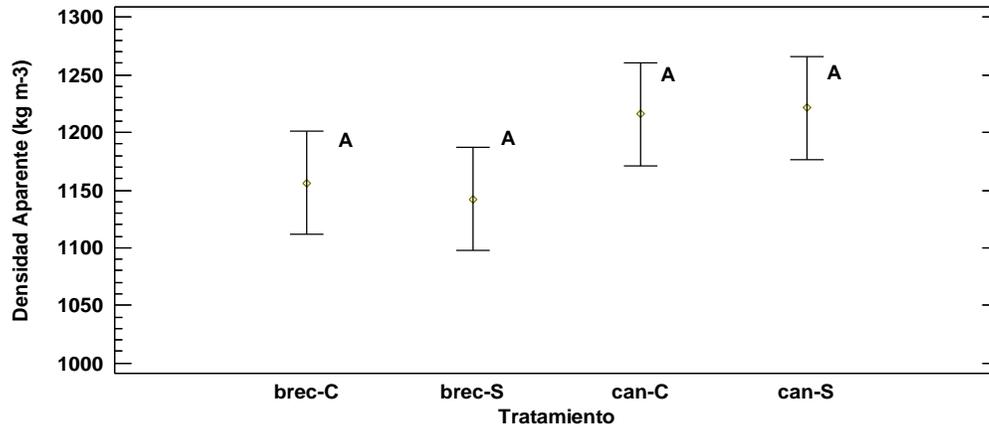
Parámetro	Canto redondo (can)		Brecha sedimentaria (bre)	
	M	DE	M	DE
Densidad real (kg m ⁻³)	2626.01	75.43	2678.16	36.67
Densidad aparente (kg m ⁻³)	1390.79	54.36	1415.63	43.94
Porosidad (η) (%)	51.87	3.90	52.86	1.56
Conductividad E. (dS m ⁻¹)	125.46	11.81	94.13	3.58

Fuente: Elaboración propia

Densidad real y aparente

Los resultados para el análisis de la densidad aparente y la prueba estadística de análisis de varianza ANOVA no indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los valores promedios de las dos gravas usadas como medio de soporte en los diferentes HA. En concreto, el valor medio más bajo lo presentó la brecha sedimentaria sin vegetación $1142.17 \pm 71.23 \text{ kg m}^{-3}$ (media \pm DE) y el más alto la grava canto redondo sin vegetación $1221.14 \pm 77.54 \text{ kg m}^{-3}$, los cuales no tuvieron diferencias estadísticamente significativas mediante el análisis de LSD (figura 4). La prueba de LCD realizada a los datos de densidad real evidencia diferencias estadísticamente significativas junto con el resto de los tratamientos ($p > 0.05$) (figura 5), la grava de brecha sedimentaria con vegetación alcanzó la mayor densidad real $2826.54 \pm 87.01 \text{ kg m}^{-3}$ (media \pm DE), mientras que la muestra de canto redondo con vegetación presentó $2643.76 \pm 94.57 \text{ kg m}^{-3}$.

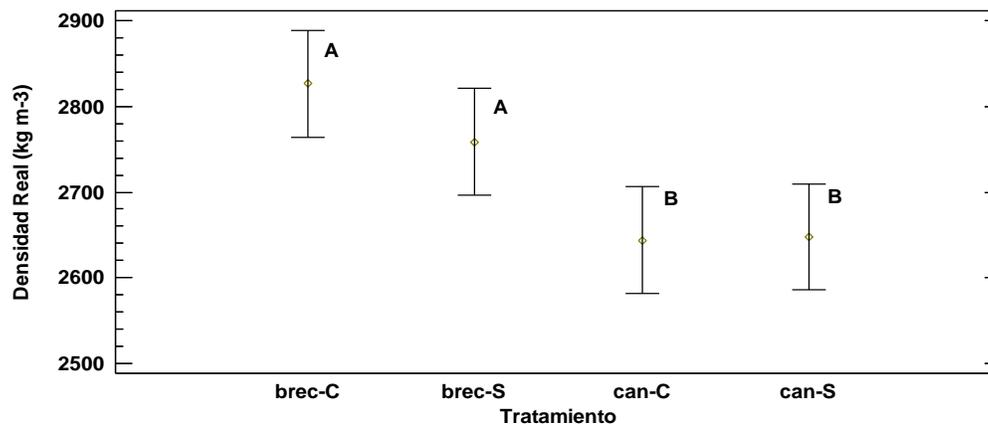
Figura 4. Valores promedio (\pm DE) de la densidad aparente de los medios de soporte en cada tratamiento



Nota: El tamaño de muestras compuesta es $N = 28$ para cada tipo de medio. Letras desiguales indican diferencias estadísticamente significativas.

Fuente: Elaboración propia

Figura 5. Valores promedio (\pm DE) de la densidad real de los medios de soporte en cada tratamiento



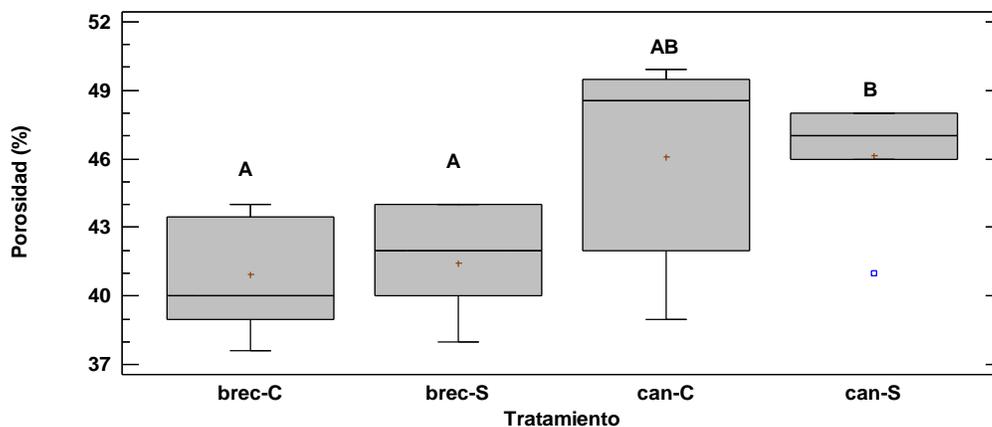
Nota: El tamaño de muestras compuesta es $N = 28$ para cada tipo de medio. Letras desiguales indican diferencias estadísticamente significativas.

Fuente: Elaboración propia

Porosidad

Como los datos no cumplieron con los postulados establecidos por la estadística paramétrica, se optó por analizarlos mediante la estadística no paramétrica usando el test de Kruskal-Wallis, con el cual se hallaron diferencias entre los tratamientos ($p < 0.05$) con un nivel de confianza de 95 % (figura 6). El análisis de porosidad en los dos diferentes medios de soporte permitió identificar que la grava de canto redondo con vegetación presentó 48.52 ± 4.26 % (mediana \pm DE), mientras que la brecha con vegetación obtuvo 40.02 ± 2.40 % (mediana \pm DE).

Figura 6. Contraste de medianas de la porosidad de los medios en cada tratamiento (mediana \pm DE)



Nota: El tamaño de muestras compuesta es $N = 28$ para cada tipo de medio. Letras desiguales indican diferencias estadísticamente significativas.

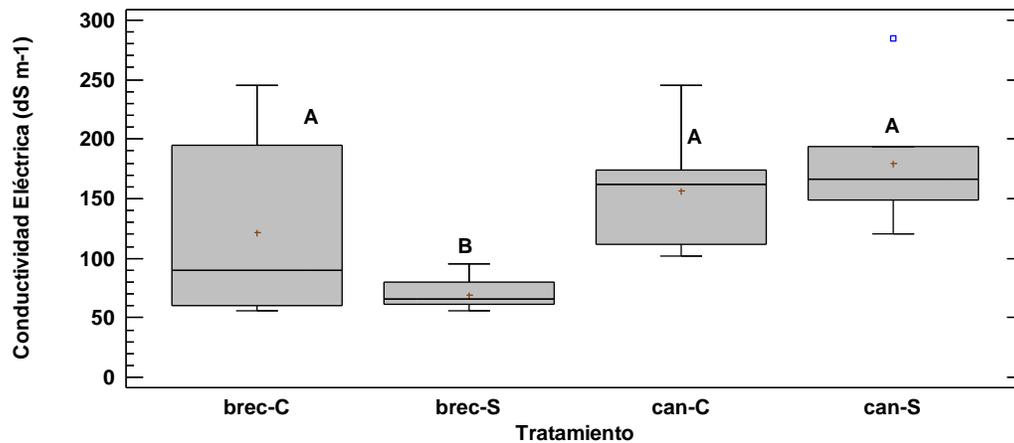
Fuente: Elaboración propia

Conductividad eléctrica

La prueba de Kruskal-Wallis evalúa la hipótesis de que las medianas de conductividad eléctrica ($dS\ m^{-1}$) dentro de cada uno de los cuatro niveles de tratamiento son iguales, puesto que el valor p es mayor o igual a 0.05, de modo que existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel de confianza 95 %. La grava con mediana de mayor conductividad eléctrica fue el canto redondo sin vegetación (can-S) 166.00 ± 52.25

dS m^{-1} , mientras que la brecha sedimentaria sin vegetación (bre-s) fue la más baja $66.0 \pm 13.47 \text{ dS m}^{-1}$ (figura 7).

Figura 7. Contraste de medianas de la CE de los medios en cada tratamiento (mediana \pm DE)



Nota: El tamaño de muestras compuesta es $N = 28$ para cada tipo de medio. Letras desiguales indican diferencias estadísticamente significativas.

Fuente: Elaboración propia

Evaluación de parámetros de control y contaminantes básicos

Los contaminantes básicos y los parámetros de control del agua de entrada a los HA se presentan en la tabla 2.

Tabla 2. Promedio y desviación estándar de los parámetros de control y contaminantes básicos del agua residual de entrada a los humedales artificiales (N = 40)

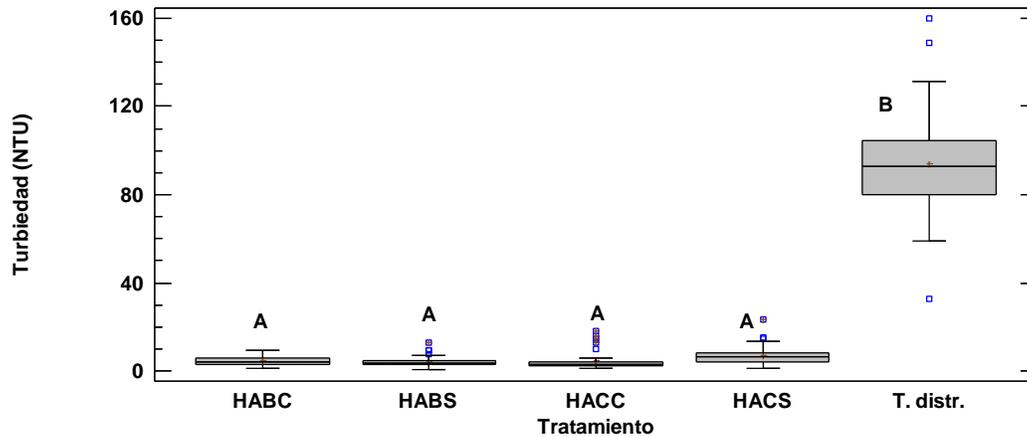
Parámetro	M	DE
Turbiedad (NTU)	93.98	22.89
Color (UC)	1282.39	254.09
pH	8.35	0.18
CE ($\mu S cm^{-1}$)	1381.11	140.19
Temperatura ($^{\circ}C$)	26.84	1.08
SST ($mg L^{-1}$)	250.10	59.91
DBO ₅ ($mg L^{-1}$)	289.91	65.51
NT ($mg L^{-1}$)	146.6	23.50
PT ($mg L^{-1}$)	5.79	1.31

Fuente: Elaboración propia

Turbiedad

La prueba de Kruskal-Wallis evalúa la hipótesis de que son iguales las medianas de turbiedad (NTU) dentro de cada uno de los cinco niveles de tratamiento. Puesto que el valor p es menor que 0.05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel de confianza 95 % (figura 8). Entre los humedales el tratamiento que presentó la menor mediana \pm DE fue el HACC con 2.89 ± 2.46 NTU, seguido de HABS con 3.42 ± 4.07 UTN, y HABC con 4.09 ± 2.23 NTU. El humedal con el valor más alto de media fue el HACS con 6.67 ± 4.29 NTU y en cuanto al agua de entrada en tanque de distribución presentó un valor de media de 93.0 ± 22.89 NTU (figura 8).

Figura 8. Contraste de medianas de la turbiedad en cada tratamiento (mediana \pm DE)



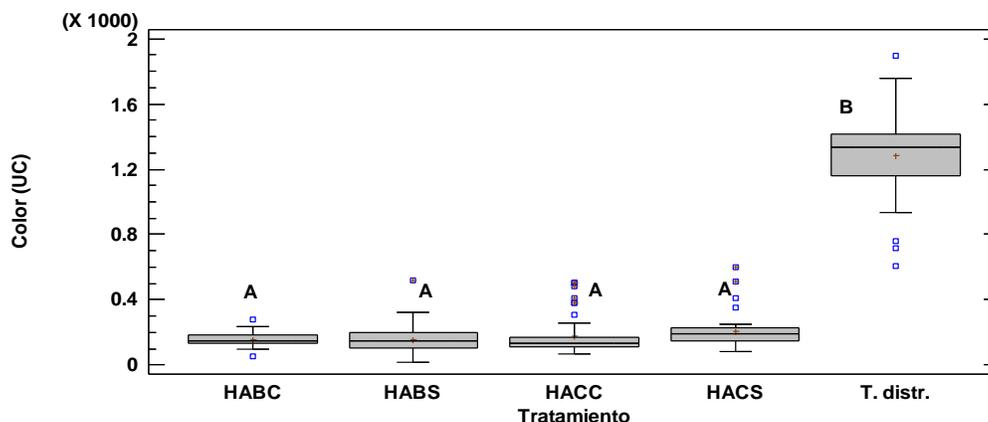
Nota: El tamaño de muestras compuesta es $N = 40$ para cada tipo de medio. Letras distintas representan diferencias estadísticamente significativas.

Fuente: Elaboración propia

Color

La prueba de Kruskal-Wallis para la variable color (UC) muestra que el valor p es menor que 0.05, por lo que existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel de confianza de 95 %. El tratamiento con el menor valor de mediana \pm DE fue HACC con 132.0 ± 123.49 UC, seguido de HABC con 149.5 ± 43.04 UC y HABS con 149.5 ± 92.78 UC. El humedal con mayor valor de mediana fue el HACS con 187.5 ± 104.03 UC. En cuanto al agua de entrada en el tanque de distribución se presentó un valor mediano de 1333.25 ± 466.59 UC (figura 9).

Figura 9. Contraste de medianas del color (UC) en cada tratamiento (mediana \pm DE)



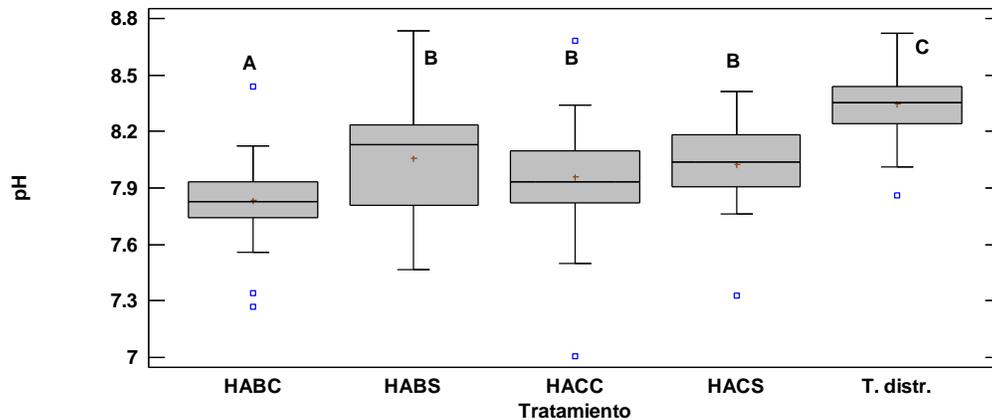
Nota: El tamaño de muestras compuesta es $N = 40$ para cada tipo de medio. Letras distintas representan diferencias estadísticamente significativas.

Fuente: Elaboración propia

pH

La prueba de Kruskal-Wallis muestra que el valor p es menor que 0.05, por lo que existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel de confianza de 95 % (figura 10). El comportamiento del afluente durante el periodo de monitoreo fue con tendencia ligeramente alcalina (8.34 ± 0.02). Los HA que exhibieron valores más estables de pH neutro fueron el HABC y el HACC (7.83 ± 0.02 y 7.93 ± 0.02) durante toda la fase de operación; no obstante, el HACC presentó un comportamiento atípico, pues llegó a tener un valor máximo en el mes de septiembre de 8.68, aunque posteriormente se estabilizó hasta el mes de octubre, donde tuvo un valor mínimo de 7.01. Para los HA control (HABS y HACS) el comportamiento promedio durante la fase de operación fue con tendencia ligeramente alcalina (8.05 ± 0.02 y 8.00 ± 0.02).

Figura 10. Contraste de medianas del pH en cada tratamiento (mediana \pm DE)



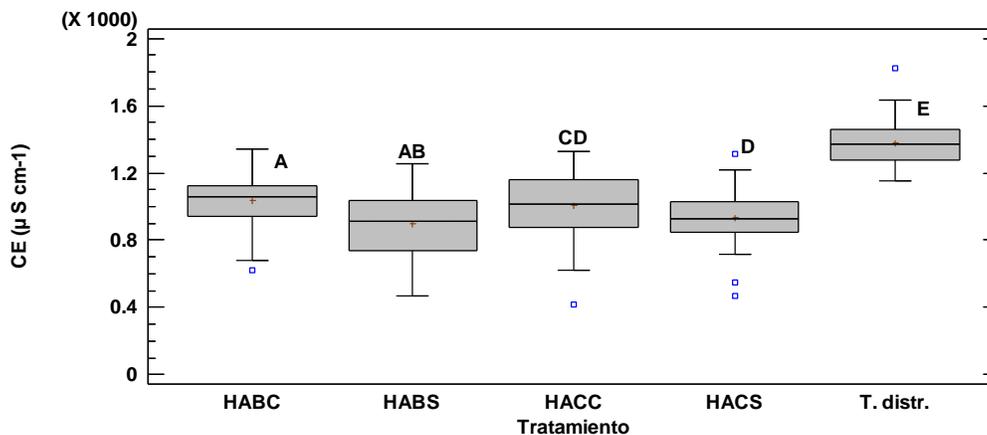
Nota: El tamaño de muestras compuesta es $N = 40$ para cada tipo de medio. Letras distintas representan diferencias estadísticamente significativas.

Fuente: Elaboración propia

Conductividad eléctrica

La prueba de Kruskal-Wallis muestra que el valor p es menor que 0.05, por lo que existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel de confianza de 95 %. Los valores de mediana \pm DE más baja se presentaron en el tratamiento HABS ($915.0 \pm 204.47 \mu S cm^{-1}$), seguido por HACS ($925.5 \pm 169.65 \mu S cm^{-1}$), HACC ($1014.0 \pm 201.66 \mu S cm^{-1}$), HABC ($1055.0 \pm 153.92 \mu S cm^{-1}$) y el valor más alto de media fue el tanque de distribución con $1371.0 \pm 140.19 \mu S cm^{-1}$ (figura 11).

Figura 11. Contraste de medianas de la CE en cada tratamiento (mediana \pm DE)



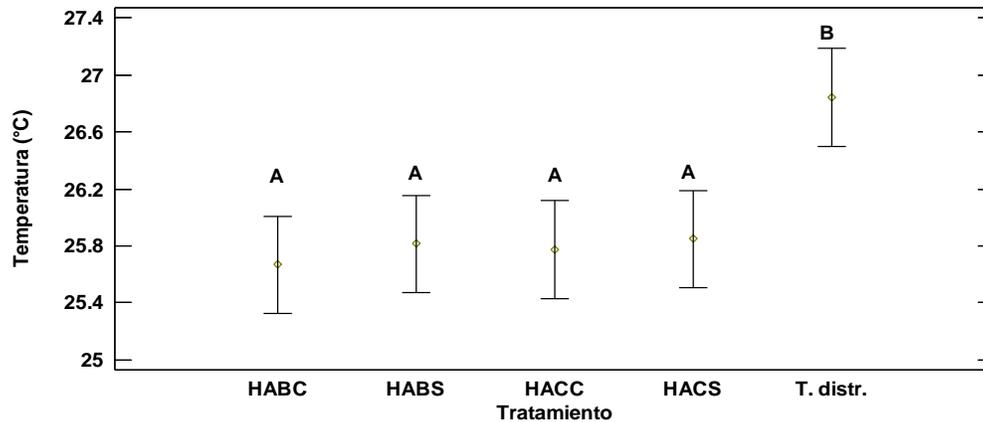
Nota: El tamaño de muestras compuesta es $N = 40$ para cada tipo de medio. Letras distintas representan diferencias estadísticamente significativas.

Fuente: Elaboración propia

Temperatura

El análisis ANOVA muestra que existe una diferencia estadísticamente significativa ($p > 0.05$) en los valores promedios de las variables de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) entre los diferentes tratamientos evaluados en los humedales artificiales. Los humedales que presentaron en la temperatura el valor de promedio más bajo fueron el HABC (25.66 ± 1.66 $^{\circ}\text{C}$), seguido del HACC (25.77 ± 1.62 $^{\circ}\text{C}$). El promedio más alto se presentó en el tanque de distribución con 26.84 ± 1.008 $^{\circ}\text{C}$ (figura 12).

Figura 8. Valores promedio (\pm DE) en medición de temperatura en humedales con diferentes plantas



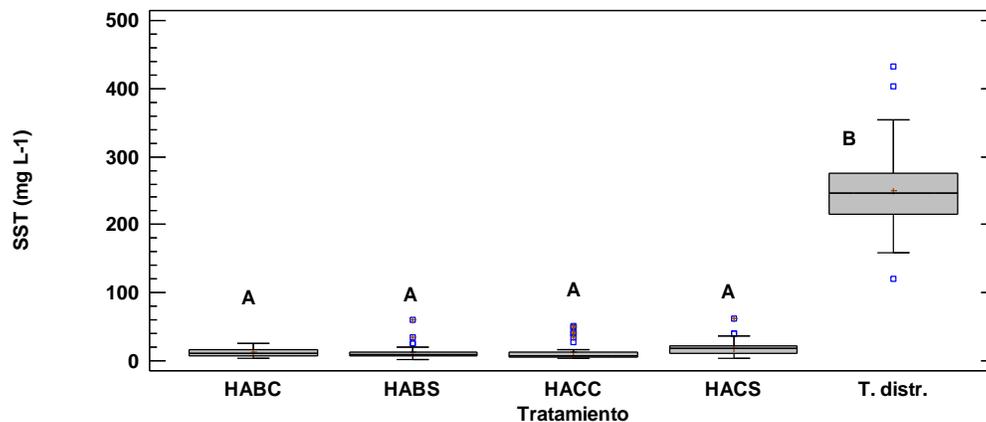
Nota: En todos los casos $N = 40$. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamiento ($p < 0.05$) con 95 % de nivel de confianza.

Fuente: Elaboración propia

Sólidos suspendidos totales

El análisis de Kruskal-Wallis de una vía muestra la existencia de diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en las medianas de las variables de sólidos suspendidos totales (SST) entre los diferentes tratamientos evaluados en los HA de los valores, con 95 % de confiabilidad. Los humedales que presentaron en el parámetro de SST el valor de mediana \pm DE más baja fueron el HACC ($7.81 \pm 12.64 \text{ mg L}^{-1}$), seguido del HABS ($9.23 \pm 10.12 \text{ mg L}^{-1}$) y el HABC ($11.04 \pm 6.03 \text{ mg L}^{-1}$). El registro de la mediana más alta en SST se presentó en el HACS ($18.01 \pm 11.65 \text{ mg L}^{-1}$) (figura 13). El tanque de distribución que es el agua cruda presentó una mediana de $246.44 \pm 98.63 \text{ mg L}^{-1}$.

Figura 9. Contraste de medianas de la SST en cada tratamiento (mediana \pm DE)



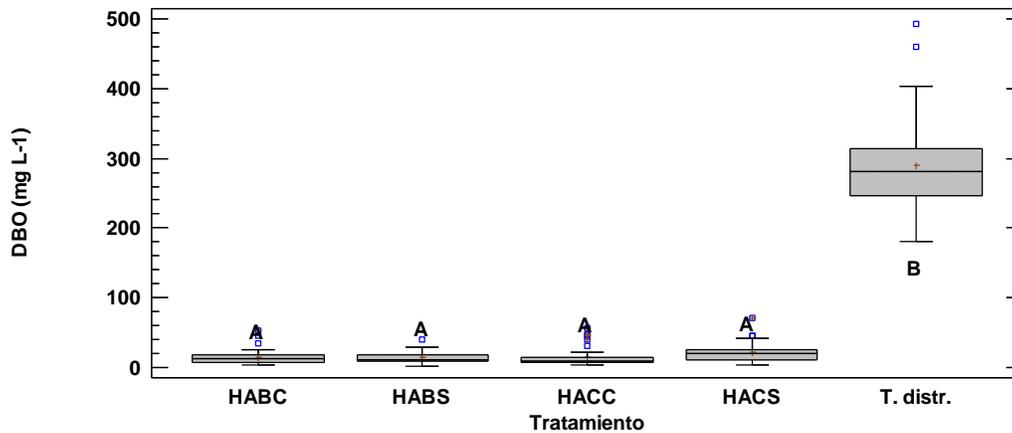
Nota: El tamaño de muestras compuesta es $N = 40$ para cada tipo de medio. Letras distintas representan diferencias estadísticamente significativas.

Fuente: Elaboración propia

Demanda bioquímica de oxígeno

El análisis de Kruskal-Wallis de una vía muestra la existencia de una diferencia estadísticamente significativa ($p < 0.05$) entre las medianas de la variable de DBO_5 de los tratamientos evaluados, con 95 % de confiabilidad. Los humedales que presentaron el parámetro de DBO_5 con valor de mediana más bajo fueron el HACC ($8.91 \pm 12.60 \text{ mg L}^{-1}$), seguidos del HABS ($12.23 \pm 7.51 \text{ mg L}^{-1}$), el HABC ($12.59 \pm 10.62 \text{ mg L}^{-1}$) y el HACS ($20.53 \pm 13.51 \text{ mg L}^{-1}$). El registro de la mediana más alta en DBO_5 se presentó en el tanque de distribución ($280.94 \pm 65.51 \text{ mg L}^{-1}$) (figura 14).

Figura 10. Contraste de medianas de la DBO₅ en cada tratamiento (mediana ± DE)



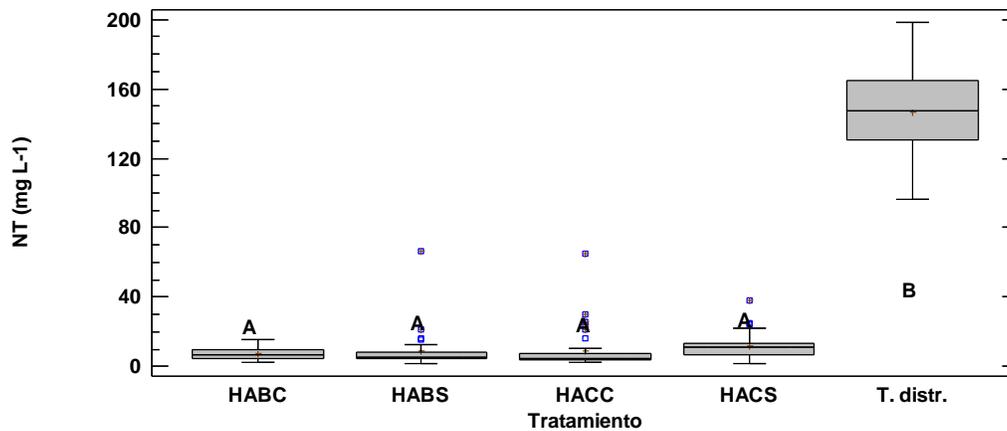
Nota: El tamaño de muestras compuesta es N = 40 para cada tipo de medio. Letras distintas representan diferencias estadísticamente significativas.

Fuente: Elaboración propia

Nitrógeno total

El análisis de Kruskal-Wallis de una vía muestra la existencia de una diferencia estadísticamente significativa ($p < 0.05$) entre las medianas de la variable de N_T de los tratamientos evaluados en los humedales artificiales con 95 % de confiabilidad. Los humedales que presentaron el parámetro de N_T con valor de mediana \pm DE más bajo fueron el HACC ($4.74 \pm 11.24 \text{ mg L}^{-1}$), seguidos del HABS ($5.6 \pm 10.24 \text{ mg L}^{-1}$) y el HABC ($6.7 \pm 3.65 \text{ mg L}^{-1}$). El registro de la mediana más alta en N_T se presentó en el tanque de alimentación o agua cruda ($147.47 \pm 23.50 \text{ mg L}^{-1}$) y posteriormente en el HACS ($10.92 \pm 7.18 \text{ mg L}^{-1}$) (figura 15). El humedal que tuvo el medio de soporte brecha sedimentaria con vegetación logró ser el más eficiente con 96.14 % de eficiencia de remoción, seguido del humedal con medio de soporte con brecha sedimentaria sin vegetación y canto redondo con vegetación, con 95.59 % y 95.42 %, respectivamente.

Figura 11. Contraste de medianas de N_T cada tratamiento (mediana \pm DE)



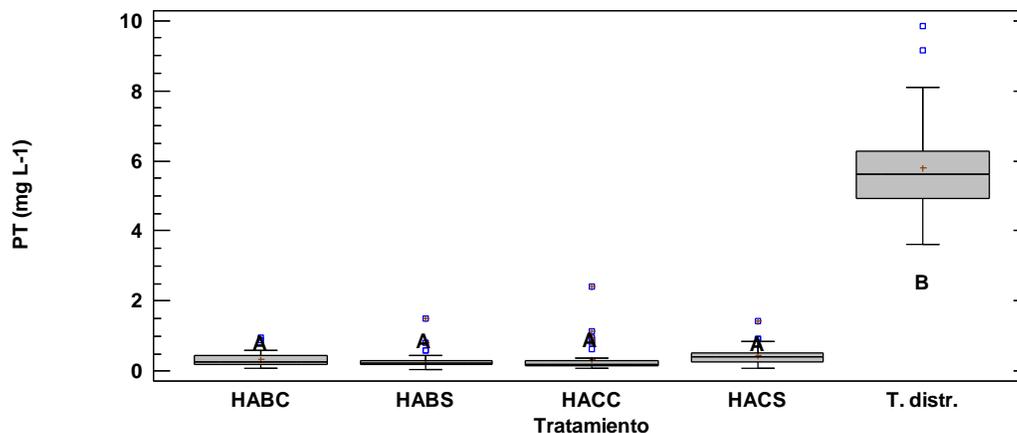
Nota: El tamaño de muestras compuesta es $N = 40$ para cada tipo de medio. Letras distintas representan diferencias estadísticamente significativas.

Fuente: Elaboración propia

Fósforo total

El análisis de Kruskal-Wallis de una vía muestra la existencia de diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en las medianas de las variables de P_T entre los tratamientos evaluados en los HA, con 95 % de confiabilidad. Los humedales que presentaron en el parámetro de P_T el valor de mediana más bajo fueron el HACC ($0.18 \pm 0.42 \text{ mg L}^{-1}$), seguidos del HABS ($0.21 \pm 0.24 \text{ mg L}^{-1}$) y el HABC ($0.26 \pm 0.19 \text{ mg L}^{-1}$). El registro de la mediana más alta en fósforo en HA se presentó en el HACS ($0.41 \pm 0.27 \text{ mg L}^{-1}$) (figura 16); sin embargo, el valor más alto de P_T se presentó en el agua de entrada con una mediana de $5.61 \pm 1.31 \text{ mg L}^{-1}$. El humedal que tuvo el medio de soporte brecha sedimentaria sin vegetación fue el más eficiente con 95.94 % de eficiencia de remoción, seguido del humedal con medio de soporte canto brecha sedimentaria con vegetación y redondo con vegetación, con 95.59 % y 95.42 %, respectivamente.

Figura 12. Contraste de medianas de la P_T en cada tratamiento (mediana \pm DE)



Nota: El tamaño de muestras compuesta es $N = 40$ para cada tipo de medio. Letras distintas representan diferencias estadísticamente significativas.

Fuente: Elaboración propia

Discusión

Color y turbiedad

Durante la fase de operación los HA con vegetación presentaron valores más bajos de color y turbiedad de hasta 54 UC y 1.32 NTU, mientras que el valor máximo fue de 505 UC y 18.40 NTU. Con esto se alcanzó una eficiencia de remoción para el HABC de 88.91 % de color y 96.38 % de turbiedad, mientras que el HACC alcanzó 87.32 % de color y 95.71 % de turbiedad. Los HA control lograron una eficiencia de remoción con el medio soporte brecha sedimentaria (HABS) de 88.93 % UC y 95.87 % NTU, y con el HA de canto redondo (HACS) la eficiencia fue de 85.45 % CU y 94.40 % NTU.

Según García y Corzo (2008), el color y la turbiedad se relacionan con la presencia de sólidos en suspensión en el agua residual en los HA. En tal sentido, el medio de soporte cumple una función filtrante de estos sólidos reteniéndolos por adhesión, mientras que el mismo flujo por su baja velocidad permite la sedimentación, lo que favorece a los HAFS para tener un rendimiento de más de 90 % de efectividad en la remoción de materia en suspensión (Conagua, 2016b).

Conductividad eléctrica y pH

En cuanto a la CE, durante el monitoreo (agosto-septiembre de 2017) el agua de entrada presentó valores más altos que los HA, pues el valor mediano más alto fue $1824 \mu\text{S cm}^{-1}$, mientras que el más bajo fue $1150 \mu\text{S cm}^{-1}$. Este comportamiento, probablemente, esté relacionado con el aumento de la temperatura del agua que promovió la disolución de amonio nitrato en agua (Mietto, Politeo, Breschigliaro y Borin, 2015). Durante el primer mes de monitoreo, los HA con medio de soporte de canto redondo presentaron CE mayor que los HA con brecha sedimentaria, pues se ubicaron por encima de los $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$, aunque después se logró una estabilización en ambos medios, los cuales mostraron las mismas tendencias. A partir de octubre, los HA tuvieron un mismo comportamiento hasta el final de la evaluación, lo cual pudo haber sucedido debido a la formación de la biopelícula en el soporte, pues en su interacción se puede liberar sal soluble de los medios soporte al agua (Stefanakis y Tsihrintzis, 2012). Otro factor pudo haber sido el aumento de la evapotranspiración y el crecimiento de las plantas, según lo informado por Hench *et al.* (2003).

El pH en los HA promueve el desarrollo de los procesos de degradación de contaminantes como la DBO_5 , nitrificación y desnitrificación, lo cual se puede ver afectado si no se mantiene en un intervalo de 6.5 a 8.5, criterio de descarga que establece la NOM-001-SEMARNAT-1996 y que se cumple satisfactoriamente en los efluentes de HA de este estudio (HABC de 7.9 y HACC de 8.0); este parámetro se debe cuidar, dado que un cambio de pH mayor al establecido puede ocasionar un impacto a toda la biota del HA (Winanti, Rahmadyanti y Fajarwati, 2018). Los resultados en este estudio para pH, aunque cumplen con nuestra normatividad, se hallan ligeramente alcalinos en comparación con los reportados por Bedoya, Ardila y Reyes (2014), donde se trató el agua residual de un campus universitario cuya agua de entrada presentó un pH de 8.7. En dicho trabajo, después de ser tratado por un HA con *T. latifolia* el efluente tuvo un pH de 7.09 y el segundo tratamiento mediante un HA con *C. papyrus* alcanzó un valor promedio de 6.98, cambio que pudo haber ocurrido debido a los iones liberados por el medio de soporte utilizado.

Temperatura

La variación que mostró la temperatura del agua residual de entrada fue de 25 °C a 29 °C. La temperatura en los HA presentó un cambio de 25.5 °C a 25.8 °C, valores eficientes para eliminar materia orgánica y nitrógeno (Fan, Zhang, Ngo, Guo y Yin, 2016) debido que la temperatura es un factor que influye positivamente en la actividad microbiana, pues favorece el crecimiento de organismos mesófilos, los cuales tienen un desarrollo metabólico adecuado a esa temperatura. Igualmente, el parámetro de temperatura estuvo regulado en su descarga a cuerpos receptores con la NOM-001-SEMARNAT-1996, la cual establece para ciertos cuerpos receptores un límite máximo permisible de 40 °C, umbral que no se alcanzó en todo el proceso de evaluación.

Sólidos suspendidos totales

El HABC consiguió 95.52 % de eficiencia de remoción de SST y el HACC 96.85 %. Estas cifras fueron muy similares debido a que este parámetro está influenciado particularmente por el tiempo de retención hidráulico (TRH), el cual para el HA con grava de canto redondo fue de 4.86 días, mientras que el HA con brecha sedimentaria fue de 4.95 días, cualidades que sirven para lograr eficiencias de remoción de sólidos superiores a 90 % (Conagua, 2016b; Crites y Tchobanoglous, 2000). Con estas eficiencias se cumplen los criterios para la protección de vida acuática, la cual permite descargar 40 mg L⁻¹ (NOM-001-SEMARNAT-1996). Comparando nuestro estudio con el de Bedoya *et al.*, (2014), la concentración de entrada de SST en sus HA fue de 67 mg L⁻¹, mientras que la concentración de salida del HA con *T. latifolia* fue de 3 mg L⁻¹, y en HA con *C. papyrus* fue de 3 mg L⁻¹. Estos resultados fueron obtenidos en HA que se alimentaron con 15 L/día⁻¹, con un TRH de 9 días. Esta diferencia de carga de entrada y TRH aumenta la eficiencia de remoción de SST.

Demanda bioquímica de oxígeno

El humedal con soporte de canto redondo con vegetación fue el más eficiente, con 95.85 % de eficiencia de remoción de DBO₅, seguido de humedal con medio de soporte de brecha sedimentaria sin vegetación con 95.02 %. Esta eficiencia es similar a la que consiguieron Abou-Elela, Golinielli, Abou-Taleb y Hellal (2013), quienes evaluaron dos

humedales a escala piloto: uno artificial de flujo horizontal (HAFH) y uno de flujo vertical (HAFV). El HAFH fue llenado con grava de entre 40 mm y 80 mm (1.57” y 3.14”), mientras que el HAFV con grava de entre 10 mm y 20 mm (0.03” y 0.06”). Se plantaron ambos con tres tipos de vegetaciones diferentes: *Canna edulis*, *Phragmites australis* y *Cyperus papiro*. Estos humedales lograron una remoción de DBO₅ de 92.8 % para el HAFH, y de 93.6 % en el HAFV, hallazgos similares a los obtenidos en este estudio. Tal eficiencia de remoción pudo haberse debido a la presencia de una variedad de especies.

Igualmente, otros autores (Rai *et al.*, 2013) obtuvieron eficiencias de 63.22 %, lo que representa 57 mg L⁻¹ donde utilizaron vegetación *Typha latifolia*, *Phragmitis Australia*, *Colocasia esculenta*. El porcentaje de la eficiencia de remoción más alta obtenida en el presente trabajo representa la concentración de 14.18 mg L⁻¹ de DBO₅, el cual cumple con lo requerido por la NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece un valor de LMP de 30 mg L⁻¹ para la protección de la vida acuática en ríos. Asimismo, se cumple con la NOM-003-SEMARNAT-1997, la cual establece un el valor de 20 mg/l para el agua de servicio que se encuentra en contacto indirecto u ocasional con el público.

Nitrógeno total

Los resultados de los efluentes de los HA para la variable N_T se presentaron con una variación de 7.5 mg L⁻¹ a 11.6 mg L⁻¹, alcanzando una remoción de 94 % a 96 %. Estos hallazgos son comparables con los presentados por Bai *et al.* (2017), quienes en su estudio de humedales artificiales con multicapas tratando agua residual de un campus universitario en Guilin, China, reportaron eficiencias de remoción de N_T de 74 % con respecto a la calidad de agua residual que alimentaba a sus HA. Estos investigadores consideran que el efecto de la nitrificación es un factor limitante de la eliminación de N_T. Estas eficiencias probablemente estén vinculadas con el efecto de la temperatura debido a que esta influye en la actividad microbiana, la cual es inhibida a bajas temperatura, mientras que en temperaturas cálidas aumenta por las condiciones aeróbicas, anóxicas y aerobias propias de estos sistemas (Fan *et al.*, 2016). Esto es representado por el estudio de Wu, Ma, Kong y Liu (2018), quienes usando HA en un clima de 0 °C a 10 °C obtuvieron eficiencias de remoción de 59.92 %. En dicho

estudio los investigadores usaron una combinación de grava gruesa y arena como medio de soporte con una vegetación de *Phragmites australis*.

Vale acotar que en los dos últimos trabajos referidos se emplearon combinaciones de sustratos de diferentes tamaños como medios de soporte, lo cual se diferencia de lo reportado en el presente estudio, donde se tomó en cuenta el medio de soporte, la temperatura del agua y el pH para el establecimiento de microorganismos que favorecen la remoción de este parámetro, el cual cumple con el valor máximo permisible para la vida acuática de 15 mg L^{-1} , según lo establecido en la NOM-001-SEMANRNAT-1996.

Fósforo total

Las eficiencias de remoción de P_T se presentaron de 94 % a 95.9 %, y pueden ser comparadas con las obtenidas por Wang, Dong, Liu, Liu y Zhu (2013), quienes consiguieron una eficiencia de remoción máxima de 95.88 % con un medio de soporte de concha de ostra, y cuyo afluente de alimentación presentaba una carga de P_T de 83.64 mg L^{-1} . En este sentido, Yin, Yan y Gu (2017) también han referido que la atapulgita rica en calcio y modificada térmicamente puede conseguir una eficiencia de remoción de 94.3 % con un TRH de 8 horas. Las diferencias de estas dos investigaciones en relación con la presente se encuentran en el dimensionamiento de las unidades (dado que la escala presentada en este estudio es más grande) y en la absorción por parte de la vegetación *Sagittaria latifolia* (cola de golondrina). Este parámetro se descarga en los efluentes de los HA dentro de los límites establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 para la protección de la vida acuática.

Conclusión

De acuerdo con los resultados de la presente investigación, se puede concluir que los HAFS a escala piloto con vegetación *Sagittaria latifolia* (cola de golondrina) con medio de soporte de canto redondo y brecha sedimentaria son útiles para remover contaminantes básicos y parámetros de control de las aguas residuales domésticas. De hecho, se puede afirmar que durante el primer año de evaluación, el HA de canto redondo con vegetación es más eficiente para tal fin porque consiguió los siguientes porcentajes de remoción: 96.85 % para SST, 95.85 % para DBO₅, 96.78 % para N_T y 96.79 % para P_T, mientras que en los experimentos con brecha sedimentaria las eficiencias de remoción alcanzadas fueron de 95.52 % para SST, 95.02 % para DBO₅, 95.45 % para N_T y 95.36 % para P_T.

Esto significa que existe un alto potencial para que estos medios de soporte puedan implementarse en humedales artificiales en la región del sureste mexicano, lo cual permitiría disminuir los costos de construcción, operación y mantenimiento, ya que los medios de soporte empleados actualmente no son nativos de la región, presentan erosión y atrición, y no permiten un adecuado crecimiento de la biopelícula y la vegetación, de ahí que tengan bajas eficiencias.

Finalmente, se puede recomendar la implementación del medio de soporte de canto redondo para HA en las zonas tropicales, pues su interacción multifactorial como biopelícula, vegetación y temperatura no solo favorecen significativamente la eficiencia de la remoción, sino que también se ajustan a la norma ambiental mexicana de descarga a cuerpos receptores.

Referencias

- Abou-Elela, S. I., Golinielli, G., Abou-Taleb, E. M. and Hellal, M. S. (2013). Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical flows constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 61, 460-468. Doi: 10.1016 / j.ecoleng.2013.10.010.
- Bai, S., Lyu, T., Ding, Y., Li, Z., Wang, D., You, S. and Xie, Q. (2017). Campus sewage treatment in multilayer horizontal subsurface flow constructed wetlands: Nitrogen removal and microbial community distribution. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 45(11). Doi:10.1002/clen.201700254.
- Bedoya, J. C., Ardila, A. N. y Reyes, J. (2014). Evaluación de un humedal artificial de flujo subsuperficial en el tratamiento de las aguas residuales generadas en la Institución Universitaria Colegio Mayor de Antioquia, Colombia. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 30(3), 275-283. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=37031522004>.
- Chung, A., Wu, Y., Tam, N. and Wong, M. (2008). Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 32(1), 81-89. Doi:10.1016/j.ecoleng.2007.09.007
- Comisión Nacional del Agua (Conagua) (2016a). Estadística del agua en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado de http://201.116.60.25/publicaciones/eam_2016.pdf.
- Comisión Nacional del Agua (Conagua) (2016b). Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: humedales artificiales. Recuperado de <http://mapasconagua.net/libros/SGAPDS-1-15-Libro30.pdf>.
- Crites, R. W., Middlebrooks, E. J. and Bastian, R. K. (2014). *Natural wastewater treatment systems*. Boca Raton, FL, New York: CRC Press, Taylor and Francis Group.
- Crites, R. y Tchobanoglous, G. (2000). *Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados*. Bogotá (Colombia): McGraw-Hill Interamericana, S. A.

- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L. y Andrade, M. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Cochabamba (Bolivia): Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua (Centro AGUA): Nelson Antequera Durá.
- EPA180.1 (1983). Turbidity (Nephelometric). Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes. Environmental Monitoring and Supporting Laboratory. Environmental Protection Agency. Cincinnati, OH, EEUU.
- Fan, J., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W. and Yin, X. (2016). Improving low-temperature performance of surface flow constructed wetlands using *potamogeton crispus* L. plant. *Bioresource Technology*, 218, 1257-1260. Doi: 10.1016/j.biortech.2016.06.110.
- 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: Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental de la Universidad Politécnica de Catalunya. Recuperado de <https://upcommons.upc.edu/handle/2117/2474>.
- Hench, K. R., Bissonnette, G. K., Sexstone, A. J., Coleman, J. G., Garbutt, K. and Skousen, J. G. (2003). Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. *Water Research*, 37(4), 921-927. Doi:10.1016/S0043-1354(02)00377-9.
- Llagas, W. A. y Gómez, G. E. (2006). Diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en la UNMSM. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas*, 9(17). Recuperado de <http://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/iigeo/article/view/699/552>.
- López, G., Torres, C. A., Bautista, R. G., Hernández, J. R., Cruz, E. y Ferrer, M. I. (2014). Diseño de sistemas experimentales de humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial. En *Perspectiva Científica desde la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco* (pp. 133-146). México: UJAT. 133-146. Recuperado de <http://www.archivos.ujat.mx/2014/divulgacion%20cientifica/SDDC2013final.pdf>.
- Luna, V. M. y Ramírez, H. F. (2004). Medios de soporte alternativos para la remoción de fósforo en humedales artificiales. *Revista Internacional de Contaminación*

Ambiental, 20(1), 31-38. Recuperado de

<https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/23127>.

Mietto, A., Politeo, M., Breschigliaro, S. and Borin, M. (2015). Temperature influence on nitrogen removal in a hybrid constructed wetland system in northern Italy. *Ecological Engineering*, 75, 291-302. Doi:10.1016/j.ecoleng.2014.11.027.

Muñoz, D. J., Soler, A., López, F. y Hernández, M. M. (2015). *Edafología: manual de métodos de análisis del suelo*. México: Editorial FESI, UNAM.

NMX-AA-026-SCFI-2001 (2001). Análisis de agua. Determinación de nitrógeno total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Secretaría de Economía. Publicada en el *Diario Oficial de la Federación* el 3 de marzo de 2011.

NMX-AA-028-SCFI-2001 (2001). Análisis de agua. Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO₅) y residuales tratadas. Secretaría de Economía. Publicada en el *Diario Oficial de la Federación* el 17 de abril de 2001.

NMX-AA-029-SCFI-2001 (2001). Análisis de aguas. Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Secretaría de Economía. Publicada en el *Diario Oficial de la Federación* el 17 de abril de 2001.

NMX-AA-034-SCFI-2001 (1981). Análisis de agua. Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Publicada en el *Diario Oficial de la Federación* el 3 de julio de 1981.

NOM-001-SEMARNAT-1996 (2003). Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Publicada en el *Diario Oficial de la Federación* el 23 de abril de 2003.

NOM-003-SEMARNAT-1997 (1998). Establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público. Publicada en el *Diario Oficial de la Federación* el 21 de septiembre de 1998.

NOM-021-RECNAT-2000 (2001). Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudio, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Publicada en el *Diario Oficial de la Federación* el 7 de diciembre de 2001.

- Novelo, A. (2006). *Plantas acuáticas de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla*. México: Espacios Naturales y Desarrollo Sustentable, A.C. Villahermosa, México.
- Rai, U. N., Tripathi, R. D., Singh, N. K., Singh, S. N., Upadhyay, A. K., Dwivedi, S. and Nautiyal, C. S. (2013). Constructed wetland as an ecotechnological tool for pollution treatment for conservation of ganga river. *Bioresource Technology*, 148, 535-541. Doi:10.1016/j.biortech.2013.09.005.
- SM 2120B. Color (2017). Chemical, SDWA Approved, CWA Approved, Part 2000.
- SM 2510B. Conductivity electric (2017). Chemical, SDWA Approved, CWA Approved, Part 2000.
- SM 2550. Temperature (2017). Chemical, SDWA Approved, Part 2000.
- SM 9040B. pH Value (2017). Chemical, SDWA Approved, CWA Approved, Part 4000.
- Stefanakis, A. I. and Tsihrintzis, V. A. (2012). Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*, 181-182, 416-430. Doi:10.1016/j.cej.2011.11.108.
- Upadhyay, A. K., Bankoti, N. S. and Rai, U. N. (2016). Studies on sustainability of simulated constructed wetland system for treatment of urban waste: design and operation. *Journal of Environmental Management*, 169, 285-292. Doi: 10.1016/j.jenvman.2016.01.
- Vymazal, J. (2014). Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological Engineering*, 73, 724-751. Doi:10.1016/j.ecoleng.2014.09.034.
- Wang, Z., Dong, J., Liu, C., Liu, L. and Zhu, G. (2013). Screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetlands treating swine wastewater. *Ecological Engineering*, 54, 57-65. Doi:10.1016/j.ecoleng.2013.01.017.
- Winanti, E. T., Rahmadyanti, E. and Fajarwati, I. N. (2018). Ecological approach of campus wastewater treatment using constructed wetland. *IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering*, 288. Doi:10.1088/1757-899X/288/1/012062.
- Wu, H., Ma, W., Kong, Q. and Liu, H. (2018). Spatial-temporal dynamics of organics and nitrogen removal in surface flow constructed wetlands for secondary effluent

treatment under cold temperature. *Chemical Engineering Journal*, 350, 445-452.

Doi:10.1016/j.cej.2018.06.004.

Yin, H., Yan, X. and Gu, X. (2017). Evaluation of thermally-modified calcium-rich attapulgite as a low-cost substrate for rapid phosphorus removal in constructed wetlands. *Water Research*, 115, 329-338. Doi:10.1016/j.watres.2017.03.014.

Rol de Contribución	Autor (es)
Conceptualización	Jesús Alfredo García Ocaña Gaspar López Ocaña
Metodología	Jesús Alfredo García Ocaña Gaspar López Ocaña Carlos Alberto Torres Balcázar
Software	Jesús Alfredo García Ocaña Gaspar López Ocaña
Validación	Gaspar López Ocaña Carlos Alberto Torres Balcázar
Análisis Formal	Jesús Alfredo García Ocaña Gaspar López Ocaña Carlos Alberto Torres Balcázar
Investigación	Jesús Alfredo García Ocaña Gaspar López Ocaña
Recursos	Jesús Alfredo García Ocaña Gaspar López Ocaña
Curación de datos	Gaspar López Ocaña
Escritura - Preparación del borrador original	Jesús Alfredo García Ocaña Gaspar López Ocaña Carlos Alberto Torres Balcázar

Escritura - Revisión y edición	Jesús Alfredo García Ocaña Gaspar López Ocaña Carlos Alberto Torres Balcázar
Visualización	Jesús Alfredo García Ocaña Gaspar López Ocaña
Supervisión	Gaspar López Ocaña Carlos Alberto Torres Balcázar
Administración de Proyectos	Gaspar López Ocaña
Adquisición de fondos	Gaspar López Ocaña