

Remoción y cinética de contaminantes básicos en humedales artificiales en serie

Mario José Romellón-Cerino ¹, Nancy Estrada-Pérez ² y Gaspar López-Ocaña ^{2,*}

¹ Laboratorio de Química Pesada, Departamento de Química-Bioquímica-Ambiental, Tecnológico Nacional de México-Instituto Tecnológico de Villahermosa, Centro, Tabasco, México.

² Laboratorio de Tecnología del Agua, División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Centro, Tabasco, México.

* Autor de correspondencia: ocanagl77@hotmail.com; Tel.: 9931933824.

Recibido: 17 de abril de 2021 Aceptado: 10 de mayo de 2021

Resumen: En la presente investigación se evaluó la distribución espacial y coeficiente cinético de contaminantes básicos en los humedales artificiales (HA) de la planta de tratamiento de aguas residuales de la DACBioI-UJAT. Esta consta de cárcamo-sedimentador y dos módulos idénticos con HA en serie de 8.3 m de largo, 2.5 m ancho y 0.5 m de tirante. En ambos trenes el primer HA es de flujo subsuperficial (HAFS) con especie *Pontederia cordata* (tule), el segundo HA es flujo libre (HAFL) con *Thalia geniculata* (popal) y el último HAFL con *Sagittaria lancifolia* (cola de pato). Se realizó la caracterización del medio de soporte, calidad del agua (entrada, salida y puntos internos), modelado de la distribución espacial y cinética de degradación de color, turbiedad y DQO. Ambos trenes operaron con un TRH de 3 días con un Qmed de 8.9 ± 3.4 m³/día. La calidad del agua de entrada del tren 1 presenta una turbiedad promedio de 72.3 UTN, color de 1340.0 UC y DQO con 373 mg/L, así mismo en la entrada del tren 2 la turbiedad promedio es de 69.6 UTN, color de 1,190.3 UC y DQO con 373 mg/L. La constante cinética de degradación se estimó en el tren 1 en 0.52 días⁻¹ para turbiedad, 0.32 días⁻¹ para color y 0.58 días⁻¹ para DQO, para el tren 2 de -0.47 días⁻¹ para turbiedad, -0.24 días⁻¹ para color y -0.49 días⁻¹ para DQO. La eficiencia de remoción para turbiedad en el tren 1 fue de 65.6% y el tren 2 de 67.9%, para el color aparente en el tren 1 de 48.8% y tren 2 de 58.3% y en DQO en el tren 1 de 81% y para el tren 2 de 76%. Se cumple con el límite máximo permisible de DQO de acuerdo al PROY-NOM-001-SEMARNAT-2017 que es de 150 mg/L.

Palabras clave: Color; Demanda química de oxígeno; turbiedad; macrófitas, eficiencia de remoción.

Removal and kinetics of basic pollutants in serially constructed wetlands

Abstract: In this research, the spatial distribution and kinetic coefficient of basic pollutants in the artificial wetlands (CW) of the DACBioI-UJAT wastewater treatment plant were evaluated. It consists of a sump-settler and two identical modules with HA in series 8.3 m long, 2.5 m wide and 0.5 m long. In both trains, the first HA is subsurface flow (SSFCW) with *Pontederia cordata* (tule) species, the second HA is free flow (FFCW) with *Thalia geniculata* (popal) and the last HAFL with *Sagittaria lancifolia* (dovetail). The characterization of the support medium, water quality (inlet, outlet and internal points), modeling of the spatial distribution and kinetics of color degradation, turbidity and COD were carried out. Both trains operated with a 3-day HRT with a Qmed of 8.9 ± 3.4 m³/day. The quality of the inlet water of train 1 presents an average turbidity of 72.3 UTN, color of 1340.0 UC and COD with 373 mg/L, likewise at the entrance of train 2 the average turbidity is 69.6 UTN, color of 1,190.3 UC and COD with 373 mg/L. The degradation kinetic constant was estimated in train 1 at -0.52 days⁻¹ for turbidity, -0.32 days⁻¹ for color and -0.58 days⁻¹ for COD, for train 2 of -0.47 days⁻¹ for turbidity, -0.24 days⁻¹ for color and -0.49 days⁻¹ for COD. The removal efficiency for turbidity in train 1 was 65.6% and train 2 was 67.9%, for the apparent color in train 1 it was 48.8% and train 2 was 58.3% and in COD in train 1 it was 81% and for train 2 of 76%. The maximum permissible COD limit according to PROY-NOM-001-SEMARNAT-2017 is met, which is 150 mg/L.

Keywords: Color; Chemical oxygen demand; turbidity; macrophytes, removal efficiency.

Introducción

El agua residual es cualquier tipo de agua que ha sido afectada negativamente en cuanto a su calidad y cuando no es sometida a un tratamiento su disposición final provoca daños a la salud y al medio ambiente. En la mayoría de los países las aguas residuales son vertidas directamente al ambiente sin tratamiento adecuado y esto conlleva a tener impactos negativos en la producción económica, en los ecosistemas y en la calidad de los recursos agua (UNESCO, 2017). Bajo este enfoque los humedales brindan servicios ecológicos al medio ambiente desde antes de que existiera la humanidad y tratando de igualar este método se inventaron los HA, que actualmente son utilizados en muchos países como tratamiento secundario de aguas residuales, técnica que básicamente nos ayuda a eliminar la carga orgánica y reducir el exceso de nutrientes como nitrógeno y fósforo que causan eutroficación de cuerpos de aguas naturales (Batista *et al.*, 2018).

Los HA entonces son un tratamiento biológico de fácil operación y económico, con el fin de poder reutilizar en caso de requerirlo en otras actividades, como agrícolas, o en sin fin de actividades donde se puedan usar aguas de segundo uso. El éxito de estos sistemas depende de varios factores como el tipo de retención hidráulica, la tolerancia de las plantas seleccionadas a las aguas residuales y que el medio poroso sea el indicado para el crecimiento óptimo de los microorganismos. La vegetación juega un papel muy importante ya que es la principal en mejorar la calidad del agua mediante adsorción de contaminantes (Zamora *et al.*, 2019).

Mburu *et al.*, (2013), evaluaron dos humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFS) plantados *Cyperus papyrus* (Cyp1 y Cyp 2) y un control (Ctrl) para tratar aguas residuales domésticas en Juja, Kenya. Las dimensiones de los humedales fueron 7.5 m de largo, 3 m de ancho y 0.95 m de profundidad. El medio de soporte utilizado fue grava de granito de 9 – 37 mm, con una porosidad de 45%. Las plantas fueron sembradas con una separación de 0.75 m x 0.75 m. En su mejor tratamiento (Cyp 1), obtuvieron eficiencias de remoción de DQO del 65%, SST del 58.9% y DBO₅ del 69.6%. En su tratamiento control reportaron eficiencias de DQO del 60.1%, SST del 44.2% y DBO₅ del 59.7%. Maitlo *et al.*, (2018), implementaron en Pakistán un sistema de HA de flujo horizontal con *Phragmites australis* durante un año. El HA redujo eficientemente la DQO, DBO₅, SST, turbidez, fosfato total y NT de las aguas residuales, que fue aproximadamente 92.3%, 93%, 96%, 96.4% y 74%, respectivamente, con un caudal de 3 m³/día y un TRH de 7.4 días.

En el sureste de México Gallegos-Rodríguez *et al.*, (2018), evaluaron nueve humedales artificiales de flujo libre (HAFL) experimentales, tres sin vegetación (HAFL-Control), tres con *Sagittaria lancifolia* (HAFL-S-Lan) y tres con *Sagittaria latifolia* (HAFL-S-Lat), para tratar aguas residuales sanitarias de la DACBiol, Villahermosa, Tabasco. Las unidades experimentales tenían dimensiones de 2.5 m de largo, 1.2 m de ancho y 1 m de alto, con un tirante operativo de 0.5 m. Como medio de soporte se utilizó grava de río de entre 2.36 y 19 mm de diámetro, con espesor de 10 cm. Todas las unidades operaron con un caudal de 0.26 m³/día y un TRH de 6 días. Las eficiencias de remoción alcanzadas con *Sagittaria latifolia* para SST, DBO₅, DQO y CF (coliformes totales) fue de 94, 97, 96 y 99 %, respectivamente, mientras que para *Sagittaria lancifolia* fue de 97, 94, 93 y 99.9 %, respectivamente. Otro estudio realizado por López Ocaña *et al.*, (2019), en Villahermosa, Tabasco, evaluaron la cinética de degradación y distribución espacial de un HAFS experimental con *Thalia geniculata* tratando aguas residuales sanitarias. El gasto de operación fue de 204.66 L/d y el TRH de 4.5 días. Alcanzaron eficiencias de remoción del 87% de turbiedad y 92.5% de DBO₅ con una $k = 0.43 \text{ d}^{-1}$ a 27°C. García, López y Torres (2019), evaluaron HA para tratar aguas residuales sanitarias de una institución universitaria en Villahermosa, Tabasco. Se utilizó la especie *Sagittaria latifolia* y medio de soporte grava de canto redondo (HACC) y grava de brecha sedimentaria (HABC). El caudal de influente fue de 160 L/d con tiempos de retención de 4.8 y 4.9 días. EL mejor tratamiento HACC alcanzó eficiencias de remoción para SST del 96.5% y 96.78% para DBO₅; el tratamiento HABC obtuvo eficiencias para SST del 95.52% y 95.02% para DBO₅.

La Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT), específicamente la División Académica de Ciencias Biológicas (DACBiol) está comprometida con el desarrollo de tecnologías que sean de ayuda a la población, que también auxilien en el deterioro de los ecosistemas, siendo técnicamente viables, económicamente factibles y sustentables. Dicha institución en el 2018, inició la operación de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de HA para dar cumplimiento al marco legal en materia de descarga de aguas residuales y como mejora de un proceso de auditoría ambiental que la institución tiene ante la PROFEPA (Hernández Almeida, 2021). En este estudio se evaluaron los dos trenes de tratamiento con tres HA en serie. En cada tren (T1 y T2) el primer HA es de Flujo Subsuperficial con *Potenderia cordata* el segundo es de Flujo Libre con *Thalia geniculata* y tercero de Flujo Libre con *Sagittaria lancifolia*. Por lo anterior expuesto es necesario como ha sido la adaptación y el desempeño de las especies en los humedales, por lo que en este periodo se analizó la distribución espacial de contaminantes básicos en el control de procesos (pH, temperatura, color, turbiedad) y se determinaron las constantes cinéticas de degradación (color, turbiedad y DQO) que presentan los trenes de tratamiento de aguas residuales, para ello fue necesario caracterizar fisicoquímica y volumétrica el influente y efluente de las unidades de tratamiento (pH, temperatura, color, turbiedad y DQO), de manera tal que se conozca la eficiencia de remoción de los contaminantes y ver el cumplimiento de la normatividad ambiental vigente. Este estudio nos permitirá generar información básica sobre el manejo de estas especies sobre su uso en HA en el trópico húmedo, además de abatir costos en el suministro de especies a los HA que sean eficientes y adaptables, así establecer recomendaciones de operación sostenible en comparación con otras tecnologías que son más costosas para llegar al mismo grado de cumplimiento ambiental.

Materiales y Métodos

Localización de los humedales artificiales

La PTAR de HA en serie se encuentra operando en la División Académica de Ciencias Biológicas (DACBIOL), que es un campus de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (17 ° 59 '26 "y 17 ° 59' 17" de latitud norte; 92 ° 58 '16 "y 92 ° 58 '37 "de longitud oeste). Las especies fueron recolectadas en áreas pantanosas del Municipio de Nacajuca, Tabasco (18° 2'57.96" latitud norte y 92°56'22.70" longitud oeste).

Diseño y construcción

La PTAR consta cárcamo-sedimentador, de dos módulos gemelos de HA y en este estudio se presenta el comportamiento de ambos módulos. El sistema de tratamiento de HA se diseñó y construyó en serie, compuesto por un HAFS con *Pontederia cordata*, seguido de un HAFL con *Thalia geniculata* y finalmente con un HAFL con *Sagittaria lancifolia*; bajo criterios nacionales e internacionales (CONAGUA, 2016). Cada módulo o tren (T1 y T2) de HA consta de 25.0 m de largo con 2.5 m de ancho y 1.0 m de altura, con tirante operativo de 0.6 m de grava de río de ¾ de pulgadas para el HAFS y de 0.2 m para los HAFL. El lecho presentó un tamaño de partícula entre 19±2.36 mm, porosidad de 49.6±3.8 %, una densidad de 1,666.7 ± 119.3 kg/m³ y permeabilidad >1000 m³/m²·d.

Operación del sistema

El caudal del agua residual proviene del aseo general, sanitarios y cafeterías de la DACBIOL y se concentran en el cárcamo-sedimentador que descarga al HA por gravedad, mediante tubería, válvulas de esfera y adaptadores (uniones tipo rosca, codos, uniones tipo T) de PVC de 3", hasta un registro de distribución de 0.1 m³ encargado de distribuir el caudal de agua residual al HA. El mantenimiento consiste en la recolección de las plantas muertas y demás materia orgánica (vegetal) en el interior de los reactores con el fin de contrarrestar la propagación de plagas y el aumento del color en el efluente, además de la revisión diaria de los reactores, la tubería, las válvulas y las conexiones asegurando un buen estado físico, es decir, sin obstrucciones al paso del agua y con flujo laminar.

Muestreo, siembra y estabilización

Los muestreos y colectas de las especies se realizaron bajo criterios de preservación y cuidado de las especies. Se colectaron plantas jóvenes completas, incluyendo flores y frutos, para su posterior siembra e identificación (Zepeda y Lot, 2005), para lo cual se seleccionaron tres especies de macrófitas (*Thalia geniculata*, *Sagittaria lancifolia* y *Pontederia cordata*) existentes en la Reserva de la Biósfera Pantanos de Centla. Para ambos trenes (T1 y T2) se realizó la misma siembra de especies. En el primer HA (R1-T1 y R1-T2) se sembraron 72 plantas de *Pontederia Cordata* con un tallo de 0.3 m de longitud, de manera que una parte de la planta salga por encima de la superficie del agua. En el segundo HA (R2-T1 y R2-T2) se sembraron 72 plantas de *Thalia geniculata*, colocando la raíz 0.25 m dentro del medio de soporte y el tallo con 0.2 m de largo sobre la superficie del medio de soporte, este mismo criterio se aplicó al tercer HA (R3-T1 y R3-T2) al cual se le sembraron 72 de *Sagittaria lancifolia*. Ambos trenes se alimentaron primero con agua limpia, manteniendo un nivel adecuado para que la especie se adaptara y sobreviviera. Posteriormente (20 días) se agregó el agua residual proveniente del Cárcamo donde se eliminan de sólidos suspendidos y se aumentó gradualmente la concentración, hasta que flujo fue 100 % agua residual en los HA (30 días) (CONAGUA, 2016; Crites y Tchobanoglous, 2000).

Caracterización de las aguas residuales

El inicio de operaciones del HA fue el 22 de febrero de 2018 y la evaluación fue en el mes de agosto de 2019, la caracterización fisicoquímica del agua residual se evaluó en 10 días intercalados, tomando un total de 10 días de muestreo, siendo un total de 10 muestras simples. La determinación de los contaminantes básicos físicos como la temperatura, turbiedad, color, potencial de hidrógeno (pH), conductividad eléctrica (CE) y sólidos disueltos totales (SDT), mediante los métodos SM 2550, SM 2130 B, APHA 2120, SM 9040 B, SM 1250 B Y SM 2540 respectivamente. Para el cálculo de temperatura, CE, SDT y pH se utilizó el multiparamétrico HANNA Waterproof Tester modelo HI 98129, el color se estimó con un fotómetro LaMotte SMART3 y la turbidez se determinó con un turbidímetro HANNA HI 98703.

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) se determinó por el método EPA 410.4. El caudal fue estimado por el método directo volumen sobre tiempo (Briones y García, 2014), monitoreando 10 días y cada día está compuesto por seis aforos medidos durante las horas de operación (8:00 horas a 18:00 horas).

Diseño experimental

Los resultados fueron registrados en la bitácora y después capturados en una base de datos en Excel y se realizó los análisis correspondientes. Se requirió un diseño aleatorio de un factor para analizar el sistema de tratamiento (Unidades de proceso) para evaluar las variables de respuesta que son los contaminantes básicos. Para los resultados no paramétricos por no cumplir con los postulados de normalidad y homocedasticidad (Turbiedad, pH, y EC), se procedió a determinar su análisis mediante la prueba de Kruskal-Wallis y el contraste de medianas de Mann-Whitney. Aquellos datos que cumplieron los postulados de normalidad y homocedasticidad (Temperatura, TDS y Color) se les realizaron un ANOVA. Todos los datos fueron analizados con el software STATGRAPHICS versión 16.1. El número de repeticiones fue de tres muestras al día por cada tratamiento (Figura 1).

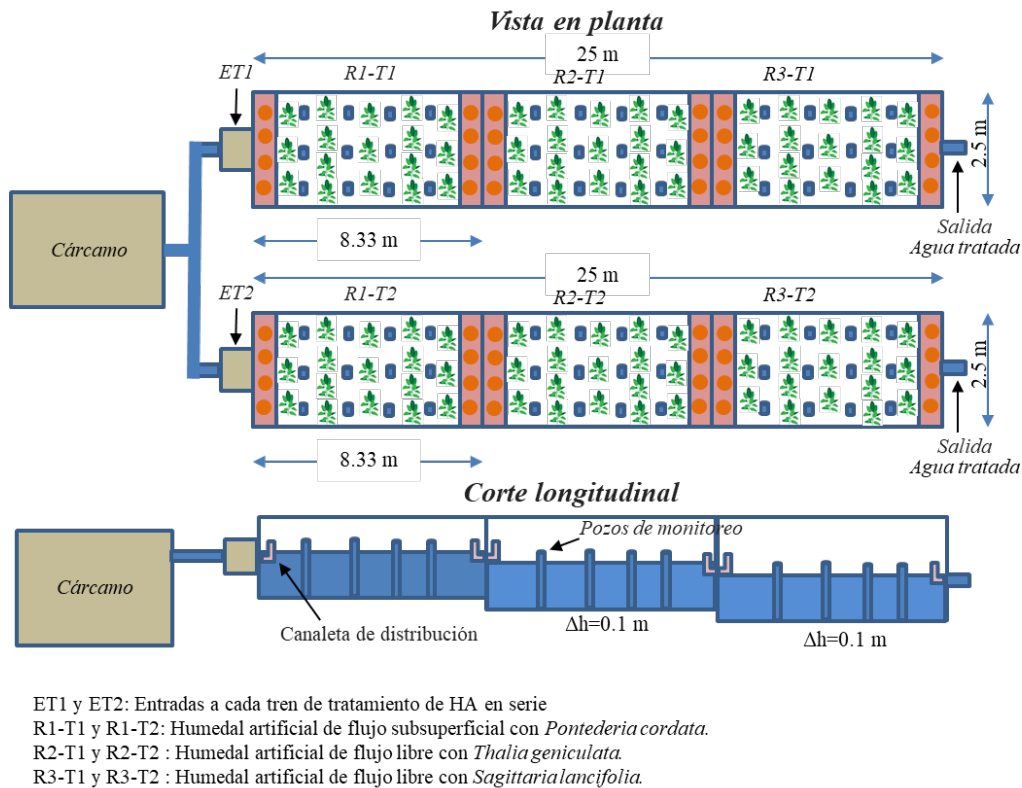


Figura 1. Diagrama de procesos de la PTAR. Configuración de los HA.

Tiempo de retención hidráulica

El tiempo de retención hidráulico se determinó para los gastos de operación mediante la ecuación 1 (Crites y Tchobanoglous, 2000):

$$t = \frac{nhAs}{Q} \tag{1}$$

dónde, n es la porosidad; h es la profundidad de la lámina del agua; As es el área del humedal; y Q es el gasto promedio.

Eficiencia de remoción

La eficiencia de remoción para DBO5 se calculó mediante la siguiente ecuación 2 (García et al., 2019):

$$\text{Eficiencia de remoción (\%)} = \frac{c_e - c_s}{c_e} \times 100 \tag{2}$$

dónde, C_e es la concentración de entrada (influyente); y C_s es la concentración de salida (efluente).

Cinética de degradación

Debido a que los sistemas de HA sin reactores biológicos, su rendimiento puede ser estimado mediante una cinética de primer orden de flujo a pistón, estimándose la constante de reacción k mediante la ecuación 3, mientras que la concentración del efluente de DBO₅, ecuación 3 (Crites y Tchobanoglous, 2000):

$$C_e = C_o e^{-kt} \quad (3)$$

dónde, C_e es la concentración del contaminante en el efluente (mg/L); C_o es la concentración del contaminante en el influente (mg/L); k es la constante de reacción (día^{-1}); y t es el tiempo de retención hidráulica (día).

Resultados y Discusión

Gastos de operación

La generación de aguas residuales con la que operó el T1 presentó un gasto promedio (Q_{med}) de $8.9 \pm 3.4 \text{ m}^3/\text{día}$, mientras que el gasto mínimo (Q_{min}) fue de $5.4 \text{ m}^3/\text{día}$ y el gasto máximo (Q_{max}) es de $14.2 \text{ m}^3/\text{día}$. En el T2 operó con un gasto medio (Q_{med}) de $8.9 \pm 3.4 \text{ m}^3/\text{día}$, un gasto mínimo (Q_{min}) de $6.6 \text{ m}^3/\text{día}$ y un gasto máximo de $12.5 \text{ m}^3/\text{día}$. Con estos gastos de operación podemos estimar que el T1 operó con 68.9 horas de TRH, mientras que el R1-T1 con 19.7 horas, el R2-T1 con 24.9 horas y el R3-T1 con 25.2 horas. Para el T2 el TRH fue de 68.8 horas, el R1-T2 con 19.4 horas, el R2-T2 con 24.8 horas y el R3-T2 con 24.6. En este contexto podemos corroborar que los humedales en serie están operando como unidades de tratamiento secundario para la eliminación de materia orgánica (DBO) y los TRH cumplen están dentro de los valores recomendados para la degradación de contaminantes básicos cuyo rango va de 2 a 5 días para HAFL y de 3 a 4 para HFS (Crites y Tchobanoglous, 2000; Kadlec y Wallace, 2009; CONAGUA, 2106).

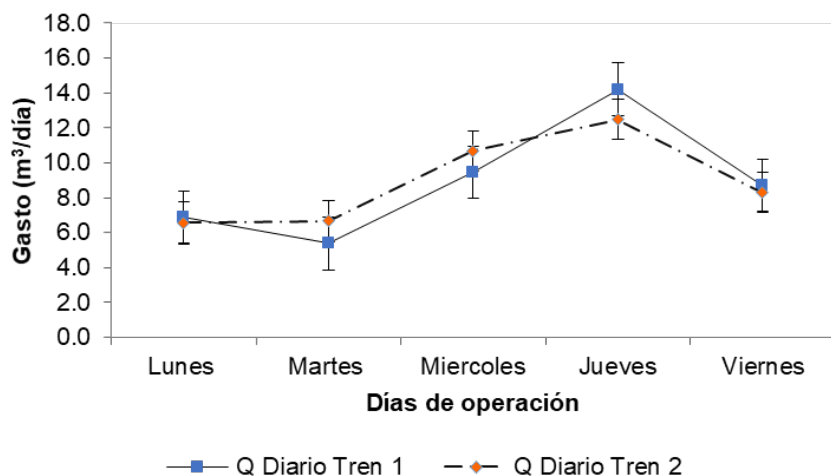


Figura 2. Gasto promedio diario \pm desviación estándar ($X \pm DE$) de los trenes de HA por días de operación ($N=60$).

Caracterización del agua residual en los tratamientos

En la Tabla 1 se presentan los valores promedio ($\pm DE$) de las unidades de proceso que integran cada uno de los trenes de tratamiento. Es importante hacer mención que las características del agua residual cruda que descarga al cárcamo están dentro del rango media-alta según lo establece Metcalf y Eddy (2003), pues la concentración de DQO está en el rango de 250 y 500 mg/L, siendo esta agua sometida a tratamiento primario. Las variables analizadas corresponden a parámetros de evaluación de procesos y se puede observar cambios desde su captación en el cárcamo hasta el registro de alimentación, esto es debido en parte a que por el tipo de alimentación no se reparten gastos iguales en ambos trenes modificando las cargas de entrada lo que hace variar la concentración. El agua residual cruda del cárcamo

presenta un pH de 8.73 ± 0.32 UpH, temperatura de 25.26 ± 1.76 °C, SDT de 950.50 ± 115.05 mg/L, turbiedad de 96.37 ± 7.79 UNT, color de 1305.10 ± 141.46 UC y DQO de 430.20 ± 34.41 mg/L.

Tabla 1. Concentración promedio \pm DE de la entrada y efluentes de los tratamientos ($N=10$).

Parámetros	Unidades	ET1		R1-T1		R2-T1		R3-T1	
		X	\pm DE	X	\pm DE	X	\pm DE	X	\pm DE
pH	UpH	7.9	0.2	7.9	0.2	7.9	0.2	7.9	0.2
Temperatura	° C	29.4	5.1	25	2.7	27	1.3	26.6	1.8
SDT	mg/L	590.2	123.2	658.8	73	616.8	97.2	580	94.2
Turbiedad	UNT	72.3	52.7	38.9	16.2	31.7	17.2	24.9	16.3
Color	UC	1340	513.4	777.3	192	920.2	561.9	691.8	244.6
DQO	mg/L	373	21.52	213	19.39	136	13.33	71	12.66

Parámetros	Unidades	ET2		R1-T2		R2-T2		R3-T2	
		X	\pm DE	X	\pm DE	X	\pm DE	X	\pm DE
pH	UpH	8	0.2	7.9	0.1	8.1	0.5	7.8	0.16
Temperatura	° C	29	2.59	26.3	1.4	27	2	26	1.16
SDT	mg/L	641.3	53.88	559.5	177.5	577.2	127.4	569.5	131.88
Turbiedad	UNT	69.6	37.74	77.2	58.3	58.9	31.7	22.4	18.57
Color	UC	1190.3	400.28	1030.8	320.4	1046.2	384.3	496.7	235.49
DQO	mg/L	373	21.52	242	12.18	215	9.33	82	4.94

En el análisis del pH la prueba de Kruskal-Wallis que evalúa la hipótesis de que las medianas de pH (UpH) dentro de cada uno de los 9 niveles de Tratamientos son iguales, reportó que el valor-P es menor que 0.05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95.0% de confianza. El valor mediano \pm (Q_1 , Q_3) más bajo corresponde al tratamiento R3-T1 con $8.29 \pm (8.12, 8.47)$ y el valor mediano más alto se presenta en el tratamiento ET2 con $8.83 \pm (8.56, 9.00)$. El agua entra a los HA con características ligeramente alcalinas y tiende a neutralizarse, permitiendo el establecimiento de bacterias, (López, 2019).

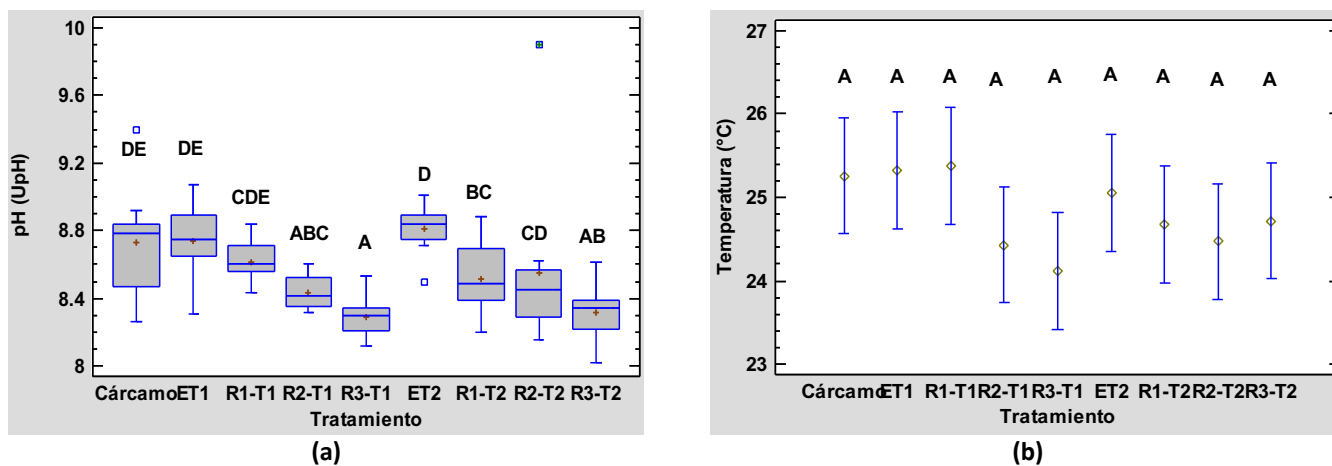


Figura 3. (a) Valores medianos (Q_1 , Q_3) para pH (UpH) ($N=10$). (b) Valores promedio \pm DE para Temperatura (°C) ($N=10$). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamiento ($p < 0.05$), al 95 % nivel de confianza.

Las descargas de los efluentes en el tren de tratamiento están cumpliendo con el límite máximo permisible de la NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece un rango de descarga a cuerpos receptores que es de 5 a 10 unidades, rango adecuado para conservar y reproducir la vida acuática dentro de un cuerpo de agua, fuera de este rango se reduce a la diversidad por estrés fisiológico y la reproducción, además favorece los procesos de nitrificación y desnitrificación ya que las condiciones ácidas del agua permiten el crecimiento de bacterias (Cevallos Mendoza, 2019) (Figura 3 (a)). En cuanto al análisis de a temperatura el análisis de varianza de un factor, comparó los valores medios para los 9 diferentes niveles de Tratamientos, resultando en la prueba-F ANOVA que no hay diferencias significativas entre las medias. El

valor promedio \pm DE más bajo fue el tratamiento R3-T1 con 24.12 ± 1.62 °C, seguido de R2-T1 con 24.43 ± 1.49 °C y valor promedio más alto se reporta en el tratamiento R1-T1 con 25.38 ± 1.56 °C como se muestra en la Figura 3 (b). Con estas condiciones de temperatura se desarrollan favorablemente microorganismos mesófilos saprófitos que degradan la materia orgánica (Kadlec y Wallace, 2009) y como se puede ver los valores promedio más altos se presentan en los R1 y R2 en ambos trenes.

En los sólidos disueltos totales la prueba de Kruskal-Wallis que evalúa la hipótesis de que las medianas de SDT (mg/L) dentro de cada uno de los 9 niveles de Tratamientos son iguales, reportó que el valor-P es menor que 0.05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95.0% de confianza. El valor mediano $\pm(Q_1, Q_3)$ más bajo se encontró en el tratamiento Cárcamo con $950.0 \pm (795.82, 1134.58)$ mg/L, seguido de ET1 con $950.0 \pm (846.48, 1026.76)$ mg/L y finalmente el valor mediano más alto se reporta en R2-T1 con $1035.0 \pm (919.2, 1080.27)$ mg/L. La Figura 4 (a), muestra las tendencias la variable SDT en los trenes de tratamiento. Los SDT son el material soluble constituido por materia inorgánica y orgánica, en el T1 se obtuvo un resultado de 580 mg/L y en T2 se obtuvo un resultado de 569.5 mg/L concentración inferior a 1000 mg/L, que es el límite permisible cumpliendo con límite máximo permisible de NADF-003-AGUA-2002. El que tuvo mejor eficiencia fue el tren 2 con un 11.2%. Para la Turbiedad la prueba de Kruskal-Wallis reportó que el valor-P es menor que 0.05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95.0% de confianza. El valor mediano $\pm(Q_1, Q_3)$ más bajo se encontró en el tratamiento R3-T1 con $33.75 \pm (17.63, 54.83)$ UNT, seguido de R2-T1 con $40.8 \pm (25.60, 66.76)$ UNT y finalmente el valor mediano más alto se reporta en Cárcamo con $97.5 \pm (90.5, 101.0)$ UNT. La Figura 4 (b), muestra las tendencias la variable Turbiedad en los trenes de tratamiento. La turbiedad es la materia en suspensión y coloidal, finamente dividida, plancton y otros organismos microscópicos; son cofactores de incremento de este parámetro fisicoquímico que se asocia con una menor eliminación de patógenos (Julca, 2019). En el T1 el efluente fue de 21.3 UNT removiendo el 65.6% y en el T2 de 22.3 UNT con 67.9%.

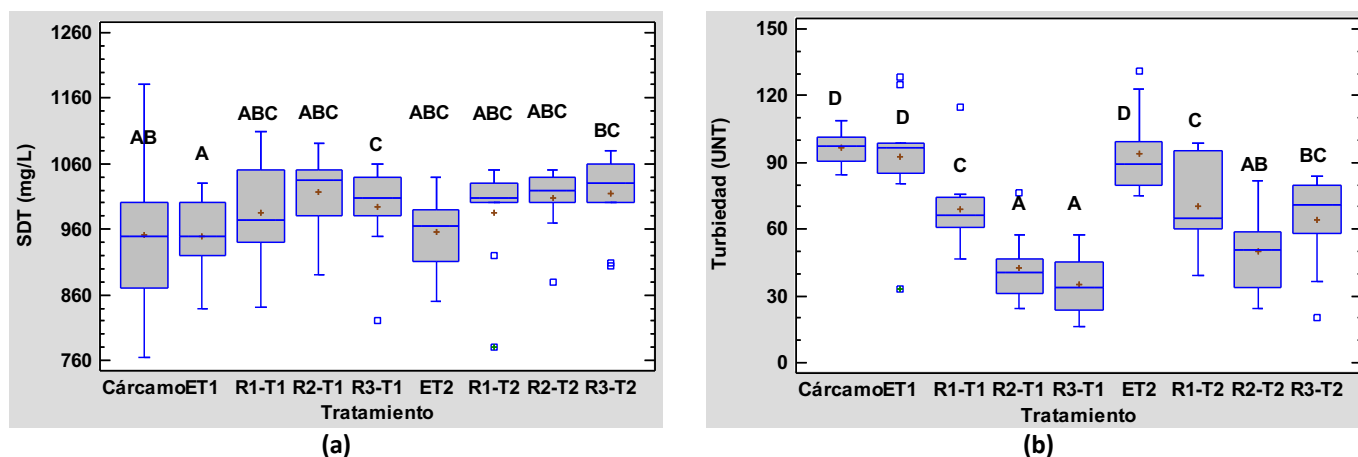
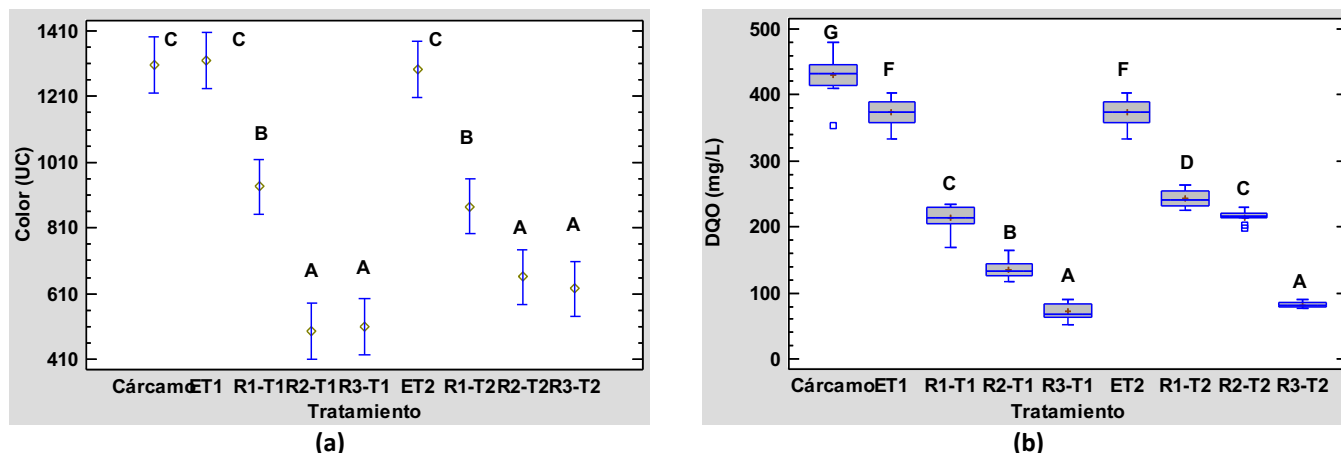


Figura 4. (a) Valores medianos (Q_1, Q_3) para SDT (mg/L) ($N=10$). (b) Valores medianos (Q_1, Q_3) para Turbiedad (UNT) ($N=10$). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamiento ($p<0.05$), al 95 % nivel de confianza.

En cuanto a la variable Color la prueba de Kruskal-Wallis reportó que el valor-P es menor que 0.05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95.0% de confianza. El valor mediano $\pm(Q_1, Q_3)$ más bajo se encontró en el tratamiento R2-T1 con $363.0 \pm (340.65, 873.58)$ UC, seguido de R3-T1 con $467.5 \pm (301.63, 872.52)$ UC y finalmente el valor mediano más alto se reporta en ET1 con $1325.0 \pm (1024.03, 1697.48)$ UC. La Figura 5 (a), muestra las tendencias la variable Color en los trenes de tratamiento. El T1 obtuvo una disminución de 691.8 UC y el T2 de 496.6 UC, obteniendo una mejor eficiencia el tren 2 con 58.8%. Finalmente para la DQO la prueba de Kruskal-Wallis reportó que el valor-P es menor que 0.05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95.0% de confianza. El valor mediano $\pm(Q_1, Q_3)$ más bajo se encontró en el tratamiento R3-T1 con $67.00 \pm (54.24, 89.35)$ mg/L, seguido de R3-T2 con $80.5 \pm (76.32, 89.67)$ mg/L y finalmente el valor mediano más alto se reporta en Cárcamo con $433.0 \pm (372.17, 1475.78)$ mg/L. La Figura 5 (b), muestra las tendencias la variable DQO en los trenes de tratamiento. La DQO es importante para oxidar químicamente los materiales orgánicos e inorgánicos en el agua produciendo la degradación de estos compuestos, en el caso del T1 obtuvo una disminución de DQO de 71 mg/L es decir se removió el 81% y el T2 de 82 mg/L removiendo solo de un 76%. Según el proyecto de NOM-001-SEMARNAT-

2017 el límite máximo permisible es de 150 mg/L para infiltración, uso público y para uso agrícola de 200 mg/L, por lo que sí cumple con lo establecido.



promedio \pm DE para Color (UC) ($N=10$). (b) Valores medianos (Q_1, Q_3) para DQO (mg/L) ($N=10$). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamiento ($p<0.05$), al 95 % nivel de confianza.

Eficiencia de remoción

En la eficiencia de remoción del T1 se puede apreciar que obtuvo una remoción en los contaminantes básicos del 65.6% en turbiedad, 48.8% en color y en DQO de un 81%, en el T2 la eficiencia fue de 67.9 % en turbiedad, 58.3% en color y en DQO de 76%, los demás parámetros se presentan en la Tabla 2. Es importante aclarar que para el caso de los parámetros que presentan valores de eficiencia negativos (-), significa que el valor de la concentración de salida de ese parámetro es mayor que al de entrada, en el caso de parámetros como la temperatura es indicativo que se incrementó la temperatura como parte de la estabilización y actividad microbiana en el proceso de degradación (Kadlec y Wallace, 2009), pero en parámetros como los SDT, Color y Turbiedad nos indican un fenómeno conocido como corto circuito (Metcalf y Eddy, 2003), ocasionado por un descontrol de procesos como incremento de velocidad o caudal, muerte de las especies macrófitas que al degradarse (descomposición de la materia orgánica vegetal) dentro de los HA liberan iones, sólidos suspendidos y coloidales entre otros compuestos que ya habían absorbido o adsorbido en la fitodepuración de aguas residuales (Comparán *et al.*, 2020).

Tabla 2. Eficiencias de remoción promedio parcial y total de los trenes de tratamiento ($N=10$).

Parámetros	R1-T1	R2-T1	R3-T1	ETP T1	R1-T2	R2-T2	R3-T2	ETP T2
pH	0	-0.3	0.1	0	1.5	-3.3	4	2.3
Temperatura	15	-7.9	1.7	9.5	9.3	-2.5	3.7	10.4
SDT	-11.6	6.4	6	1.7	12.8	-3.2	1.3	11.2
Turbiedad	46.9	18.5	21.4	65.6	-10.8	23.7	62.1	67.9
Color	42	-18.4	24.8	48.8	13.4	-1.5	52.5	58.3
DQO	42.9	36.2	47.8	81	29.2	11.2	61.9	76

Cinética de degradación

El comportamiento cinético de turbiedad, color y DQO para el T1 se estimó para un TRH de 69.8 horas resultando una constante (k) de turbiedad promedio de -0.52 días^{-1} , una contante (k) de color promedio de -0.32 días^{-1} y una contante (k) de DQO promedio de -0.58 días^{-1} favoreciendo que el T 1 presentara mejores tasas de degradación de dichos contaminantes. En el T2 el comportamiento cinético se estimó con un total de 68.8 horas resultando una constante (k) de turbiedad promedio de -0.47 días^{-1} , una contante (k) de color promedio de -0.24 días^{-1} y una contante (k) de DQO promedio de -0.49 días^{-1} . Las constantes por reactores de cada tren de tratamiento se presentan en las figuras 6, 7 y 8, donde podemos observar que los R1-T1 y R1-T2 son los que presentan constantes cinéticas más altas por recibir en primera instancia el aporte de contaminantes (materia orgánica e inorgánica), permitiendo que se desarrollen

favorablemente las especies (Gallegos Rodríguez *et al.*, 2018). Cabe mencionar que estas constantes obtenidas no necesitan el ajuste de Arrhenius como recomiendan Kadlec y Wallace (2009) o Crites y Tchobanoglous, (2000) porque nuestras constantes se obtuvieron a temperatura ambiente para el mes de agosto.

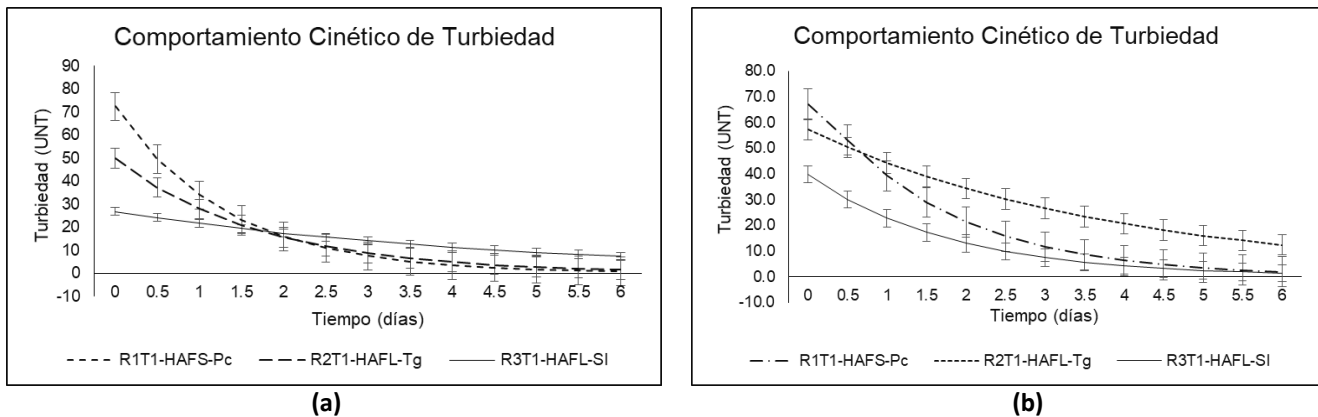


Figura 5. Valores estimados de coeficientes cinéticos de degradación k (días^{-1}) para Turbiedad en cada reactor ($N=10$). (a) R1-T1 con $k=-0.76$, R2-T1 con $k=-0.58$ y R3-T1 con $k=-0.22$. (b) R1-T2 con $k=-0.61$, R2-T2 con $k=-0.25$ y R3-T2 con $k=-0.56$.

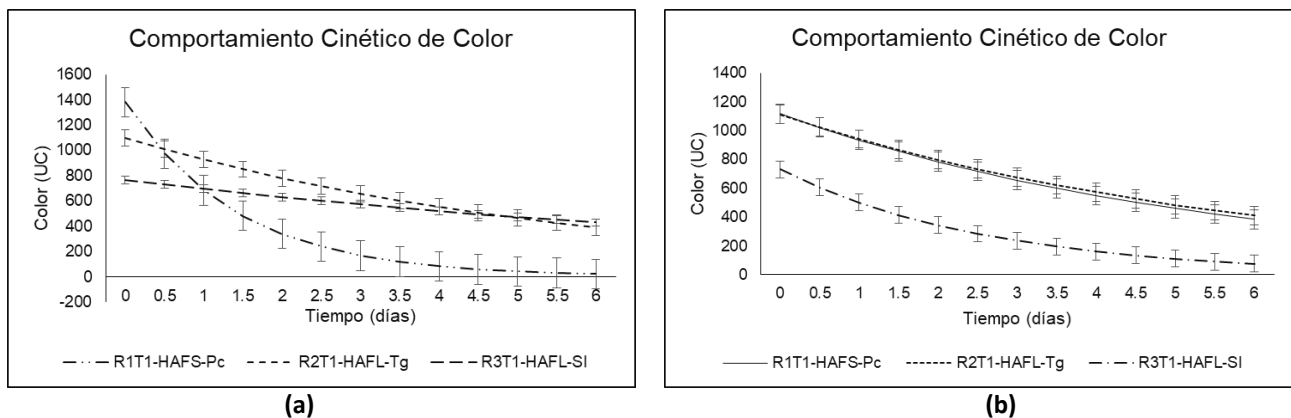


Figura 6. Valores estimados de coeficientes cinéticos de degradación k (días^{-1}) para Color en cada reactor ($N=10$). (a) R1-T1 con $k=-0.70$, R2-T1 con $k=-0.17$ y R3-T1 con $k=-0.10$. (b) R1-T2 con $k=-0.17$, R2-T2 con $k=-0.38$ y R3-T2 con $k=-0.24$.

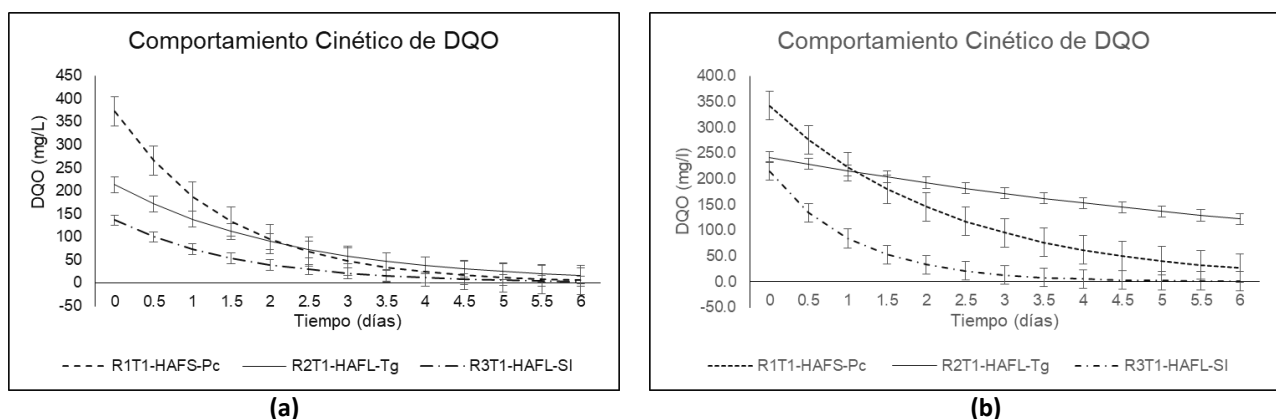


Figura 7. Valores estimados de coeficientes cinéticos de degradación k (días^{-1}) para Color en cada reactor ($N=10$). (a) R1-T1 con $k=-0.68$, R2-T1 con $k=-0.43$ y R3-T1 con $k=-0.62$. (b) R1-T2 con $k=-0.43$, R2-T2 con $k=-0.11$ y R3-T2 con $k=-0.94$.

Comportamiento de las macrofitas

La adaptación, el desarrollo y la propagación de una especie vegetal pueden variar de acuerdo a las condiciones ambientales donde se desarrolló, uno de los principales factores que influyen en un óptimo crecimiento es la

disponibilidad de nutrientes en el medio (Novelo Retana, 2006). Al inicio de la investigación se sembraron aproximadamente 72 ejemplares en cada HA. Inicialmente cada especie se adaptó rápido a su entorno. Al paso de las semanas se presentaron algunas complicaciones el R1-T1 (HAFS) con la *Potenderia cordata* en cuanto a crecimiento y se presentó un 20% (7 o 8 plantas) de mortandad en comparación a R1-T2 que presentó un mejor crecimiento y abundancia en toda la superficie del HA. Otro efecto negativo que ocasionó mortandad de *Potenderia cordata* es el nivel del agua al estar por encima de su nivel de regular (inundado) de agua residual por tiempos prolongados (mayor a 5 días) y el cambio de temperatura ambiental.

En cuanto a R2-T1 y HR2-T2 que son HAFL con *Thalia geniculata* es que durante toda la investigación presentó un lento crecimiento y adaptación, en el R2-T2 presentó una mortandad cercana al 50% (19 ejemplares) pero a pesar de las circunstancias las plantas sobrevivientes alcanzaron una longitud de hoja en promedio de 40 cm y una altura de planta de hasta 190 cm, así como también se lograron reproducir tener mejor cobertura en él HA. La última celda de HA de ambos trenes de tratamiento R3-T1 y R3-T2 fueron los que mejor adaptación, crecimiento y dispersión en toda la celda. Se presentó crecimiento de nuevas plántulas y flores de *Sagittaria lancifolia* durante el periodo de tratamiento de aguas residuales favoreciendo la asimilación de nutrientes en el agua residual (Gallegos Rodríguez *et al.*, 2018; Fitrihidajati *et al.*, 2020).

La especie *Potenderia cordata* presenta de biomasa seca un 38.98%, siendo un 61.02% de su composición agua. Estas plantas en promedio presentaron 6.8 ± 1.9 kg en el sembrado inicial y al final del periodo alcanzaron pesos de 12.5 ± 3.5 kg de biomasa total. La especie *Thalia geniculata* presenta de biomasa seca un 57.14%, por lo que un 42.86% de su composición es agua. Estas plantas en promedio presentaron 7.8 ± 0.7 kg en el sembrado inicial y al final del periodo alcanzaron pesos de 9.0 ± 1.3 kg de biomasa total. Finalmente la especie *Sagittaria lancifolia* presenta como biomasa seca un 31.5%, siendo un 68.5% de su composición agua. Esta especie en promedio presentó un 2.2 ± 1.7 kg en el sembrado inicial y un 3.1 ± 1.5 kg de biomasa total en la etapa final del periodo. Los demás parámetros evaluados se pueden observar en la Tabla 3.

Tabla 3. Valores estimados de los coeficientes cinéticos k para cada reactor y tren completo (N=10).

Parámetro	<i>Potenderia Cordata</i>				<i>Thalia geniculata</i>				<i>Sagittaria lancifolia</i>			
	Sembrado		Cosecha		Sembrado		Cosecha		Sembrado		Cosecha	
	X	±DE	X	±DE	X	±DE	X	±DE	X	±DE	X	±DE
Peso Kg	6.8	1.9	12.5	3.5	7.8	0.7	9	1.3	2.2	1.7	3.1	1.5
L. Tallo cm	47.8	10.4	141.2	14	167.8	73.1	282.5	23.8	93.3	20.5	106.1	24.4
D. Tallo cm	5.7	1.6	6.2	1	8.3	1.9	4.5	0.5	7.8	2.1	8.1	0.6
L. Raíz cm	19.6	11.4	28.4	14.4	20	4.1	26	3	26.4	12.6	30.4	9.6
D. Raíz cm	31.3	13.2	48.7	16.8	26.9	10.2	123.4	25.6	23.6	11	34.8	14.8
N° Hojas	0	0	41	6.9	3.7	2.7	37.1	14.4	1.3	1.7	8.9	1.4
N° Tallos	8.6	3.4	51.4	8.7	8.5	2.5	44.9	5.8	8.5	2.5	9.5	1.6
L. Hojas cm	0	0	26.1	4.6	37.7	19.4	64.8	3.4	23.8	11.3	44.8	13.5

Conclusiones

Los humedales artificiales en serie con la configuración subsuperficial-Libre-Libre con las especies macrófitas *Potenderia cordata*, *Thalia geniculata* y *Sagittaria lancifolia*, son viables para la fitodepuración de contaminantes básicos en aguas residuales domésticas, presentan adaptación y estabilización de manera tal que logran una reproducción temprana lo cual es viable para los humedales.

Las constantes cinéticas de degradación k en el T1 se estimaron en -0.52 días⁻¹ para turbiedad, -0.32 días⁻¹ para color y -0.58 días⁻¹ para DQO. Para el T2 se obtuvieron -0.47 días⁻¹ para turbiedad, -0.24 días⁻¹ para color y -0.49 días⁻¹ para la DQO. Al año de operación con esta configuración subsuperficial-Libre-Libre. Con dichas constantes el T1 logró una eficiencia de remoción de 65.6% en turbiedad, 48.8% en color y en DQO un 81%, mientras el T2 removió el 67.9 % de

turbiedad, 58.3% de color y 76% de DQO, con un TRH de 3 días y un gasto de operación (Qmed) para ambos trenes de tratamiento de $8.9 \pm 3.4 \text{ m}^3/\text{día}$.

En cuanto a calidad de agua cumple perfectamente el límite máximo permisible de acuerdo al PROY-NOM-001-SEMARNAT-2017 que es de 150 mg/L para la infiltración y otros riegos, teniendo la DACBIOL un permiso para descarga al suelo por la CONAGUA. Del mismo modo cumple con los otros parámetros normados como son temperatura y pH.

En cuanto a la adaptación de las especies *Pontederia cordata* incrementó a un 83.8 % la biomasa por individuo, *Sagittaria lancifolia* incrementó un 40% en su biomasa y *Thalia geniculata* sólo un 15%. Esto nos muestra que la especie *Pontederia cordata* para este periodo presentó mayor captación de CO_2 para su estructura.

Bibliografía

- Batista, A., Carreño, C., Gaitán, C., Núñez, N., & Vallester, E. (2018). Importance of the level of oxygen in the efficiency of an artificial wetland with subsuperficial vertical ascending flow. *Revista de Iniciación Científica RIC*, 4(1), 40–45. <https://doi.org/https://doi.org/10.33412/rev-ric.v4.1.1865>
- Briones Sánchez G, García Casillas I. Aforo del agua en canales y tuberías. Editorial Trillas. 100 p. (2014). ISBN: 9789682474880
- Cevallos Mendoza, M.F. (2019). Evaluación de las variables físicas en el agua del humedal La Segua Chone en periodo seco y lluvioso del 2019 [Tesis de Licenciatura, Escuela superior politécnica agropecuaria de Manabí] <http://repositorio.espa.edu.ec/bitstream/42000/1200/1/TTMA67.pdf>
- Comparán-Sánchez L. E., Campos-Campos B, Bautista-Margulis R. G., Pampillón-González L, López-Ocaña G. (2020). Comportamiento de *Xanthosoma sagittifolium* en un humedal artificial de flujo subsuperficial. *Exploratoris Revista de la Realidad Global*. Vol. 8, No. 1, pág.
- Comisión Nacional del Agua [CONAGUA]. (2016). 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; Tchobanoglous G. Tratamiento de Aguas Residuales en Pequeñas Poblaciones. Santafé de Bogotá Colombia. 776 páginas. ISBN 0-07-289087-8 Obra completa. ISBN 0958-41-0042-4 impresión de 2004.
- García Ocaña J.A., López Ocaña G., Torres Balcázar C.A. (2019). Evaluación de medios de soporte en humedales artificiales con vegetación *Sagittaria latifolia* en la remoción de contaminantes básicos. *Revista Iberoamericana de las Ciencias Biológicas y Agropecuarias*. Vol. 8, Núm. 15. 1-36. DOI: 10.23913/ciba.v8i15.82.
- Gallegos Rodríguez, J., López Ocaña, G., Bautista Margulis, R. G., & Torres Balcázar, C. A. (2018). Evaluation of free flow constructed wetlands with *Sagittaria latifolia* and *Sagittaria lancifolia* in domestic wastewater treatment. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas*, 10(2), 49–65. doi: 10.5154/r.inagbi.2017.03.005
- Fitrihidajati, H., Kustiyaningsih, E., & Rachmadiarti, F. (2020). The Ability of *Sagittaria lancifolia* as Phytoremediator on Detergent Solution. *Journal of Physics: Conference Series*, 1569(4). <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1569/4/042072>
- Hernández Almeida, M. F. (2021). Evaluación de la operación de la planta de tratamiento de aguas residuales de humedales artificiales de la DACBIOL. Tesis Ingeniería Ambiental. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
- Julca R.T.L.B (2019). Remoción de la turbiedad del agua del canal Miraflores, con almidón de yuca y sulfato de aluminio, jaén, Cajamarca. [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de Jaén]. http://m.repositorio.unj.edu.pe/bitstream/handle/UNJ/183/Julca_RLT.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Kadlec, R. H., y Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands*. Second edition. Boca Raton: CRC Press Taylor & Francis Group. Pp 348.
- López Ocaña, G., Bautista Margulis, R.G., Valdes Manzanilla, A., Torres Balcazar, C. A., López Vidal, R., Pérez Sánchez, E., Pampillón González, L. (2019). Spatial distribution behavior of basic pollutants in a subsurface-flow wetland with *Thalia geniculata*. *International Journal of Environmental Impacts*. Vol. 2, No. 2 (2019) 145–160. DOI: 10.2495/EI-V2-N2-145-160
- Maitlo, G., Kandhro, G. A., Karim Shah, A., Sttar Jatoi, A., & Qayoom Memon, A. (2018). Treatment of Municipal Wastewater Through Horizontal Flow Constructed Wetland. *Pakistan Journal of Analytical & Environmental Chemistry*, 19(2), 135–145. <https://doi.org/10.21743/pjaec/2018.12.15>
- Metcalf y Eddy. (2003). *Wasterwater Ingeneering. Treatment, Disposal and Reuse*. MC Graw Hill. 1819 p.
- Mburu, N., Tebitendwa, S., Rousseau, D., van Bruggen, J. y Lens, P. (2013). Performance Evaluation of Horizontal Subsurface Flow–Constructed Wetlands for the Treatment of Domestic Wastewater in the Tropics. *Journal of environmental engineering*, 139(3), 358 – 367. DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000636.
- Novelo Retana, A. (2006). Plantas Acuáticas de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Retrieved January 15, 2021, from <http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/FichapubGP025.pdf>
- UNESCO. (2017). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. París, Francia. Retrieved from www.unwater.org
- Zepeda-Gómez, C., & Lot, A. Distribución y uso tradicional de *Sagittaria macrophylla* Zucc. y *S. latifolia* Willd en el Estado de México. *Ciencia Ergo Sum*, 12(3), 282290. (2005). Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=10412308>
- Zamora-Castro, S. A., Marín-Muñiz, J. L., Sandoval, L., Vidal-Álvarez, M., & Carrión-Delgado, J. M. (2019). Effect of ornamental plants, seasonality, and filter media material in fill-and-drain constructed wetlands treating rural community wastewater. *Sustainability (Switzerland)*, 11(8), 1–14. <https://doi.org/10.3390/su11082350>