


Efecto de la temperatura del agua sobre la constante de velocidad de reacción de los contaminantes en un humedal construido para el tratamiento de aguas residuales porcícolas



Celia De La Mora-Orozco ^a

Rubén Alfonso Saucedo-Terán ^b

Irma Julieta González-Acuña ^c

Sergio Gómez-Rosales ^d

Hugo Ernesto Flores-López ^{a*}

^a Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). Campo Experimental Centro-Altos de Jalisco. Tel: 01 800 0882222. AV. Biodiversidad 2470. 47600 Tepatitlán de Morelos. Jalisco, México.

^b INIFAP. Sitio Experimental La Campana. Chihuahua, México.

^c INIFAP. Campo Experimental Santiago Ixcuintla. Nayarit, México.

^d INIFAP. Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Fisiología y Mejoramiento Animal. Querétaro, México.

*Autor de correspondencia: flores.hugo@inifap.gob.mx.

Resumen:

La temperatura es un factor importante en los procesos que se llevan a cabo en los sistemas biológicos. En los humedales la capacidad de remoción de contaminantes está delimitada por factores ambientales. El objetivo fue determinar el efecto de la temperatura del agua sobre la constante de velocidad de reacción de contaminantes en un humedal de flujo superficial construido (HFSC) para la remoción de contaminantes en aguas residuales porcícolas. El HFSC consistió en un canal de 9 m de longitud por 3 m de ancho, recubierto con geo-

membrana de alta densidad (4 mm). El lecho del HFSC consistió en una capa de 30 cm de arena y arcilla, con vegetación nativa del área de estudio. Se llevaron a cabo 12 corridas experimentales entre enero de 2014 y diciembre de 2015, con un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 10 días. La remoción promedio de la demanda química de oxígeno (DQO) fue de 75 y 74 %, el promedio de remoción de nitrógeno (amonio) $\text{NH}_3\text{-N}$ de 65 y 69 %, mientras que el nitrógeno total (NT) presentó promedio de remoción de 69 y 63 %, mientras que la remoción del fósforo total (PT) presentó valores de 75 y 73 % en 2014 y 2015 respectivamente. La temperatura del agua durante la fase experimental osciló entre 13 y 22 °C. La remoción del $\text{NH}_3\text{-N}$ mostró la mayor dependencia de la temperatura del agua con valores de $R^2=0.8787$ en 2014 y $R^2=0.8957$ en 2015. La constante de reacción volumétrica ($k_v \text{ d}^{-1}$) en 2014 osciló de 0.041 a 0.185 d^{-1} con una temperatura promedio en el humedal de 13 a 21 °C. Mientras k presentó un valor promedio de 2.60 cm d^{-1} en 2014, y en 2015 el valor obtenido fue de 3.22 cm d^{-1} . Fue evidente que el valor de k_v aumentó conforme la temperatura del agua se incrementó, lo cual indica que este factor tiene un efecto directo en la remoción del $\text{NH}_3\text{-N}$.

Palabras clave: Temperatura, Constante de reacción, Humedales, Aguas residuales porcícolas.

Recibido: 03/11/2017

Aceptado: 25/11/2018

Introducción

En México el aumento de las descargas de aguas residuales de diversas actividades, ha provocado que algunos cuerpos receptores de agua presenten distintos tipos y niveles de contaminación, generando un fuerte impacto con la disminución de este recurso, que de no ser tratada con alternativas viables para su recuperación el daño podría ser irreversible⁽¹⁾.

En México se generan alrededor de 420 m^3 de aguas residuales cada segundo, de éstas, las municipales aportan 250 $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ y las no municipales 170 $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$, de las cuales reciben tratamiento menos del 25 %, el agua residual de origen porcícola es una de las más contaminantes⁽²⁾. Por esta razón, se ha puesto especial atención en el uso de tecnologías eficientes y amigables con el ambiente para remover los contaminantes presentes en el agua residual, especialmente los nutrientes como el nitrógeno y fósforo^(3,4). Las tecnologías convencionales de tratamiento de aguas residuales son generalmente eficientes. Sin embargo, muchas de estas tecnologías implican altos costos de instalación y de uso de energía.

Algunos investigadores han propuesto el uso de los humedales construidos (HCs) como una alternativa factible para la remoción de nutrientes en las aguas residuales de origen pecuario^(5,6). Los procesos que se llevan a cabo en estos sistemas son diversos, pero los más importantes son el crecimiento de la biomasa microbiana y la adsorción de los mismos por parte de la vegetación^(5,7). La eficiencia de los HCs en la remoción de contaminantes ha sido ampliamente investigada por diversos autores⁽⁸⁻¹¹⁾. Se ha reportado que un humedal puede alcanzar niveles de remoción de amonio entre 80 y 99 %^(12,13,14).

Los factores de operación más importantes a considerar en el diseño de un humedal para su buen funcionamiento son el flujo de entrada, carga de materia orgánica y el tiempo de retención hidráulico (TRH)^(15,16,17), y de los factores ambientales el de mayor relevancia es la temperatura, por tratarse de sistemas biológicos^(18,19,20).

De acuerdo con algunos autores⁽⁶⁾, la eficiencia del humedal se segmenta en ciclos estacionales y el efecto de la temperatura en las reacciones bióticas es mayor a bajas temperaturas (>15 °C) que a altas temperaturas (<20 °C). Sin embargo si el flujo de entrada y las concentraciones en el humedal también varían de manera estacional, su influencia se confundirá con el efecto de la temperatura⁽²¹⁾. La temperatura también influye en el proceso de desnitrificación en los humedales, el cual ocurre en condiciones de anoxia en el sedimento o en micro-sitios anóxicos en la película adherida al sustrato o al tejido de las plantas⁽²¹⁾. A través de este mecanismo, los nitratos pueden ser removidos por las macrófitas presentes en el humedal^(22,23). También se ha mencionado que en humedales poco profundos el proceso y grado de desnitrificación se puede incrementar, debido a la proximidad de los nutrientes en el componente sedimento-agua⁽²⁴⁾. Debido a esto, la desnitrificación ha sido considerada como un método muy factible para la remoción del nitrógeno en humedales⁽²³⁾.

En un estudio realizado en Tennessee, USA donde se evaluó el efecto de la vegetación y el TRH en la capacidad de remoción en humedales, se encontró que el promedio de remoción fue mayor al utilizar 6 días de TRH respecto a 2 días. Los humedales vegetados mostraron resultados favorables; utilizando 6 días de TRH se reportaron promedios de remoción de 67 % para el nitrógeno amoniacal (NH₃-N) y valores entre 42 y 67 % para la demanda química de oxígeno (DQO), ellos utilizaron agua residual sintética simulando escurrimientos agrícolas⁽²⁵⁾. En Hong Kong se evaluó la capacidad de remoción de NT, NH₃-N, PT y DQO utilizando un humedal subsuperficial en aguas residuales domésticas. Ellos utilizaron 2 TRH (5-10 días) y humedales con y sin vegetación. Los resultados mostraron remoción mayor en los humedales vegetados utilizando los 2 tiempos de retención. En los humedales vegetados se obtuvo remoción del 68 y 72 % en DQO, 92 y 95 % para NH₃-N, 65 y 62 % en NT, 67 y 52 % en PT para 10 y 5 días de TRH, respectivamente. La calidad del agua obtenida en el efluente cumplió con los estándares de Hong Kong para su utilización en parques recreacionales⁽²⁶⁾. Otro autor⁽²⁷⁾, investigó los factores que afectan la retención del fósforo en un humedal de flujo superficial construido, utilizando agua residual de escurrimientos

superficiales. La investigación se realizó bajo condiciones ambientales frías en Noruega. Los resultados mostraron un promedio de la reducción de fósforo del 21 a 44 %. Sin embargo, también se observó que la remoción se incrementó conforme aumentó la carga hidráulica, los resultados estadísticos mostraron que la remoción fue influenciada por diversas variables, como la concentración de fósforo en el influente, la época del año, el fósforo contenido en los sólidos suspendidos y la velocidad de sedimentación del fósforo.

Los humedales construidos también han sido utilizados para tratar agua residual de origen porcícola. En el sur de China, 2 HFS fueron establecidos utilizando en uno; *Vetiveria zizanioides* y en el segundo la vegetación utilizada fue *Cyperus alternifolius*. El objetivo fue investigar la eficiencia de los humedales en la remoción de materia orgánica en agua residual de origen porcícola a través de los cambios estacionales durante 4 años. Ellos encontraron que la remoción de DQO y demanda biológica de oxígeno (BOD_5) fue de 70 y 80 % en primavera, utilizando 2 días de TRH. También reportaron que en verano la remoción alcanzó hasta un 90, en otoño la remoción bajó a 50 % de DQO y 60 % de DBO_5 . No se encontraron diferencias significativas entre los dos humedales bajo experimentación, sin embargo la diferencia si fue significativa entre estaciones del año⁽²⁸⁾.

La disponibilidad y la calidad del recurso agua es una necesidad primordial. Sin embargo, existen factores de riesgo asociados a las actividades humanas y factores ambientales, como el cambio climático⁽²⁹⁻³²⁾. Se pronostica que los efectos de los eventos de clima extremos, se verán reflejados de manera inmediata principalmente en la seguridad alimentaria, así como en la disponibilidad del agua para las diversas actividades humanas^(29,32,33). Los esfuerzos para su conservación implican el uso de alternativas de tratamiento que sean de bajo costo de instalación y amigables con el ambiente. Los esfuerzos de investigación sobre el efecto de la operación en la eficiencia de los HFSC son cuantiosos y variados. Sin embargo, a la fecha la información sobre la eficiencia de la remoción de contaminantes de los HFSC con respecto a la temperatura del agua es escasa. El objetivo de este estudio fue determinar la constante de velocidad de reacción del NH_3-N , así como identificar el efecto estacional de la temperatura en la remoción de DQO, NH_3-N , NT y PT contenidos en aguas residuales de origen porcícola mediante el uso de un humedal de flujo superficial construido (HFSC) a escala piloto. En un esfuerzo por determinar la funcionalidad de este sistema bajo las condiciones climáticas de la zona Altos de Jalisco.

Material y métodos

Características de la granja

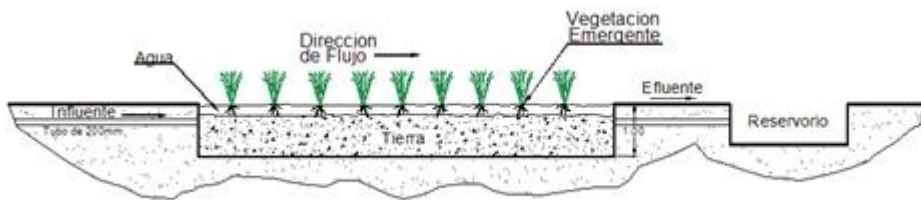
La investigación se llevó a cabo en la granja Santa María, ubicada en el municipio de Arandas en el estado de Jalisco, que se localiza a 11 km al noreste de la ciudad de Arandas. La granja es de engorda, con 12 casetas, las cuales suman una población total de 12,000 cerdos con

algunas variaciones. Para el proceso de ingesta de los cerdos y limpieza de los corrales, se utilizan en promedio $120,000 \text{ L d}^{-1}$ de agua potable, los cuales son después dirigidos hacia un biodigestor anaerobio para la descomposición de la materia orgánica, el efluente del biodigestor es dirigido a una laguna de sedimentación.

Diseño del sistema

Las variables que se consideraron en su diseño y construcción fueron sustrato, vegetación y tiempo de retención hidráulico. El humedal de flujo superficial se construyó como un canal de 9 m de largo por 3 m de ancho (Figura 1). Con una capa de 30 cm de una mezcla de arena amarilla y tezontle como material de soporte para la vegetación y considerando una inclinación de 5 % aproximadamente. Se construyó con geo-membrana de polietileno de alta densidad (4 mm de espesor), postes de metal y malla como soporte del canal. Se utilizó vegetación de los alrededores de la granja (*Thypha sp.* y *Scirpus sp.*), la cual se trasplantó en el sistema y se mantuvo por un periodo de dos meses para su adaptación al nuevo sustrato.

Figura 1. Diseño del humedal de flujo superficial



Operación del sistema

El agua residual utilizada en esta investigación fue tomada de la laguna de sedimentación a la salida del biodigestor. Debido a que la concentración de materia orgánica de la laguna era de $7,160 \text{ mg L}^{-1}$ de DQO aproximadamente, fue necesario realizar diluciones con agua de pozo para obtener la concentración deseada para la investigación. El agua de la laguna y del pozo se suministró por bombas hacia una cisterna de almacenamiento de 2,500 L, que contaban con flujómetros para regular la cantidad de agua requerida de cada influente, y así obtener la concentración de DQO deseada. La cisterna tenía un motor eléctrico de agitación conectado a un par de aspas que se mantuvo en movimiento constante.

Diseño experimental

Se consideraron como variables independientes materia orgánica y temperatura del agua. Las variables dependientes fueron: demanda química de oxígeno, nitrógeno amoniacal, nitrógeno total y fósforo total. Se realizaron 12 corridas experimentales con un tiempo de retención hidráulica de 10 días y carga orgánica de $835 \pm 64 \text{ mg L}^{-1}$ de DQO en 2014 y $774 \pm 26 \text{ mg L}^{-1}$ de DQO en 2015.

Muestreo y análisis de muestras

Las muestras se recolectaron en el afluente y efluente del humedal, en intervalos de 5 días. También se recolectaron muestras semanales de la laguna de sedimentación. Los parámetros medidos fueron los siguientes: Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) (NMX-AA-007-SCFI-2000), DQO (Método HACH 800), NT (Método HACH, 10072), $\text{NH}_3\text{-N}$ (Método HACH 10031) y PT (Método HACH, 10127). Los equipos utilizados fueron: Reactor HACH DRB 200; Espectrofotómetro HACH DR 2800.

Análisis estadístico

Se aplicó ANOVA para determinar las diferencias significativas entre los años de estudio al 0.05 nivel de confianza.

Cálculo de la constante de velocidad de reacción y el coeficiente de temperatura para $\text{NH}_3\text{-N}$

Las reacciones biológicas que se llevan a cabo en los humedales son generalmente descritas como reacciones de primer orden. Los modelos de primer orden normalmente funcionan bien a largo plazo⁽²¹⁾. En este estudio, los promedios mensuales de las concentraciones de los constituyentes fueron determinados para la evaluación de los valores de velocidad de reacción.

La siguiente ecuación de primer orden para un flujo pistón fue utilizada para describir la remoción del $\text{NH}_3\text{-N}$:

$$\frac{C_e}{C_0} = \exp\left(\frac{-k_v}{HRT}\right) \quad \text{eq. 1}$$

Donde:

C_e es la concentración promedio del $\text{NH}_3\text{-N}$ en el efluente (mg L^{-1});

C_0 es la concentración promedio del nutriente en el afluente (mg L^{-1}); y

k_v es la constante de remoción dependiente del volumen (d^{-1}).

Los valores de k_v fueron obtenidos utilizando la siguiente ecuación:

$$k_v = \frac{-\ln\left(\frac{C_e}{C_0}\right)}{HRT} \quad \text{eq. 2}$$

Otros autores⁽³⁰⁾ reportaron que la constante de remoción basada en el área se expresa en la siguiente forma:

$$k = k_v * \varepsilon * h \quad \text{eq. 3}$$

Donde:

K es la constante de remoción dependiente de la temperatura en un área determinada (cm d^{-1});

ε es la constante de porosidad o la fracción de espacio a través de la cual el agua puede fluir en el humedal (la cual ha sido estimada para los diferentes tipos de humedales; 0.75 es la constante para el humedal de flujo superficial; 0.4 para los humedales de flujo sub-superficial);

h es la profundidad del sistema^(21,34).

La ecuación 1 puede ser modificada sustituyendo k_v utilizando la ecuación 2, de la siguiente manera:

$$\frac{C_e}{C_0} = \exp\left(\frac{-k}{HLR}\right) \quad \text{eq. 4}$$

Donde:

HLR es la carga hidráulica (cm d^{-1}).

El efecto de la temperatura en k_v o k puede ser resumido utilizando la ecuación de Arrhenius:

$$k_v = k_{v20} * \theta^{(T-20)} \quad \text{eq. 5}$$

Donde;

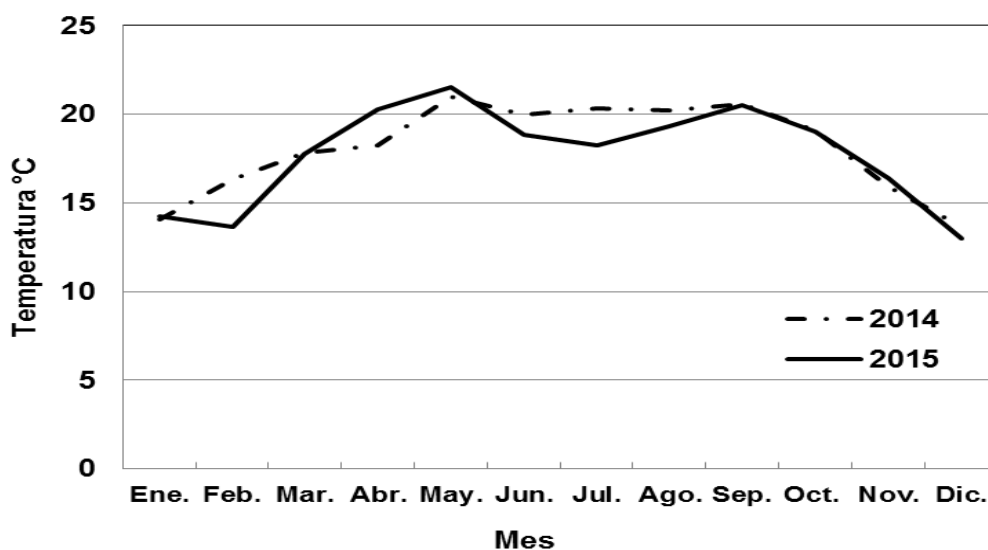
K_{v20} es la constante de remoción volumétrica a 20 °C (d^{-1}); θ es el coeficiente de temperatura y T es la temperatura del agua (°C). Graficando $\ln(k_v)$ vs $(T-20)$ y analizando con regresión lineal, se obtuvo la pendiente $\ln(\theta)$ y la intersección de la línea $\ln(k_v)$. Se calculó el coeficiente de determinación (R^2) para evaluar el ajuste de todas las regresiones.

Resultados y discusión

La temperatura promedio del agua en el afluente del humedal en el año 2014 fue de 18.1 ± 2.2 °C, mientras que en el 2015 el promedio fue de 17.7 ± 2.6 °C. La Figura 2 muestra el comportamiento del promedio mensual de la temperatura. En 2014 la temperatura más baja se observó en el mes de diciembre (13.6 °C), mientras que la más alta se presentó en el mes de mayo (21 °C). En 2015, se observó el mismo comportamiento, ya que el mes de diciembre

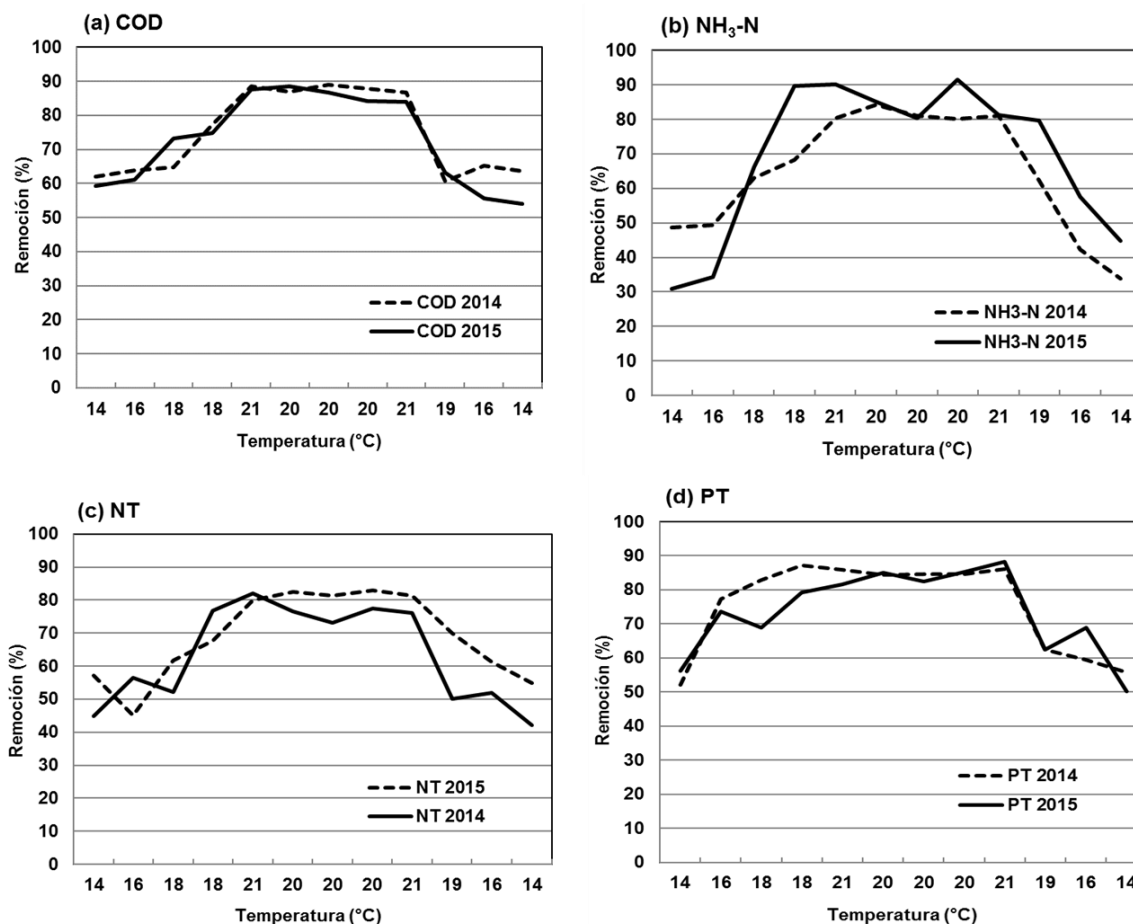
presentó la temperatura más baja correspondiente a un valor promedio de 13 °C y en el mes de mayo se observó la temperatura más alta (21.5 °C). En el año 2014 se presentó una etapa donde la variabilidad se mantuvo sin cambios importantes (junio - septiembre), para después bajar gradualmente hasta alcanzar la temperatura mínima en el mes de diciembre. También se puede observar que los cambios de temperatura fueron más drásticos en el año 2015, para los mismos meses (junio - septiembre), hasta alcanzar la temperatura más baja en el mes de diciembre. En este sentido, es importante considerar la estacionalidad con la consecuente influencia de la temporada de lluvia en la baja de temperatura del agua, lo cual es una condición esperada.

Figura 2: Promedio mensual de la temperatura en el afluente del humedal en 2014 y 2015



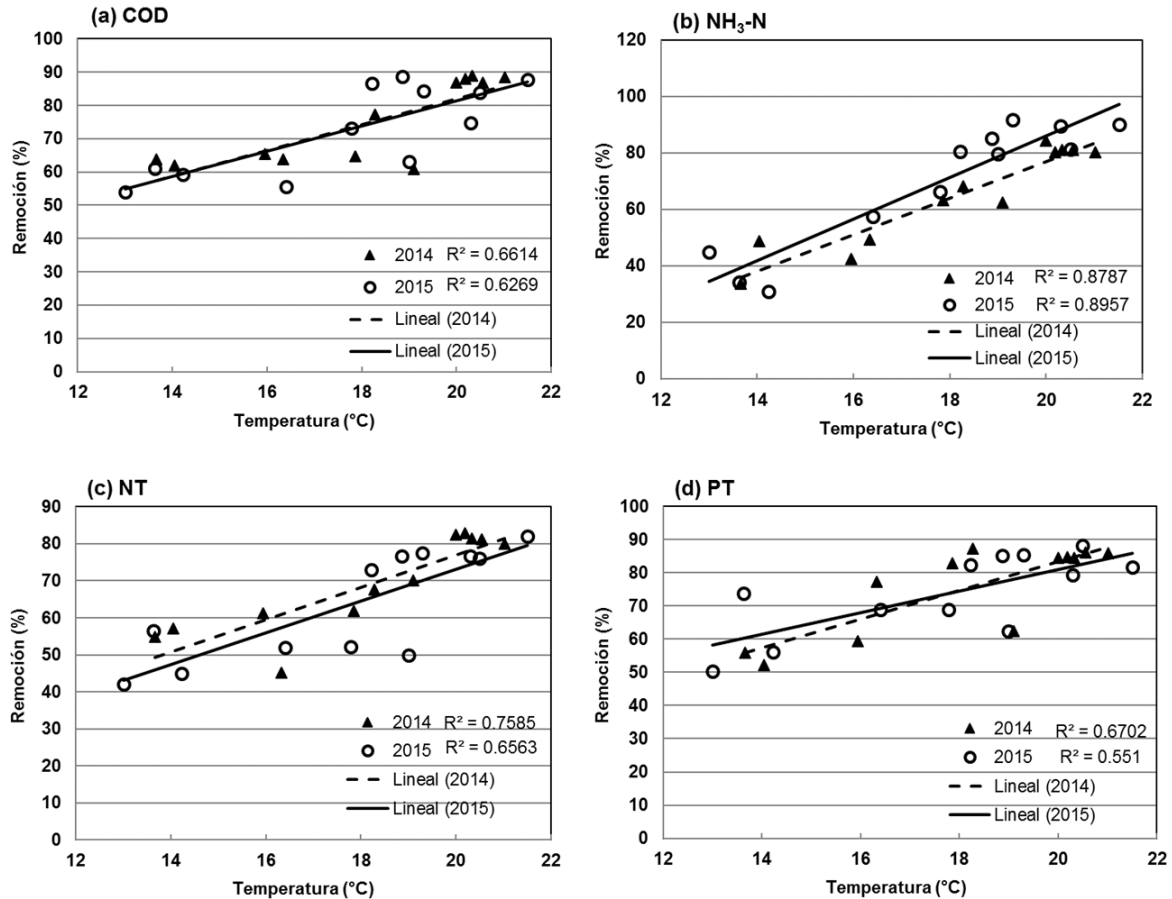
Los resultados de eficiencia del HFSC para la remoción de materia orgánica se muestran en el Figura 3a. Como se puede observar, el promedio de remoción de la DQO en el año 2014 fue de 75 ± 12 %, mientras que en el 2015 el promedio fue ligeramente menor con un valor de 74 ± 13 %. La remoción mínima en 2014 (37 %) se presentó en el mes de enero con una temperatura del agua promedio de 14 °C y la remoción máxima (76 %) se alcanzó en mayo con temperatura del agua promedio de 21 °C. La remoción mínima en 2015 (54 %) se presentó en el mes de diciembre, donde se obtuvo temperatura promedio del agua de 13 °C. El valor máximo (89 %) se obtuvo en el mes de junio cuya temperatura promedio fue de 19 °C. La remoción de DQO, se presentó estable en los años de estudio. Es notable, por ejemplo; en invierno la remoción se presentó alrededor del 60 %, incrementando alrededor del 10 % en primavera se puede observar que el sistema alcanzó su máxima capacidad en verano, con remoción de DQO alrededor del 88 %. En el otoño la remoción se mantuvo entre el 60 y 70 % aproximadamente.

Figura 3: Variabilidad de la remoción de (a) DQO, (b) $\text{NH}_3\text{-N}$, (c) NT y (d) PT, durante 2014 y 2015



No se presentó diferencia significativa ($P>0.05$) en el porcentaje de remoción de DQO entre 2014 y 2015. Respecto al análisis de regresión entre la temperatura del agua y la remoción de DQO, se encontró un valor de $R^2= 0.661$ para 2014, mientras que en 2015 indicó una $R^2=0.626$ (Figura 4a). En general se observó que la relación obtenida en los años de estudio presentó una relación moderadamente fuerte entre el porcentaje de remoción de DQO y la temperatura. Los resultados obtenidos en esta investigación coinciden con otras investigaciones⁽²⁸⁾, esos autores estudiaron la eficiencia de un humedal en la remoción de materia orgánica y nutrientes en un efluente de una granja porcícola, obteniendo hasta 90 % de remoción de DQO en verano, sin embargo los niveles obtenidos el resto del año fueron menores a los obtenidos en esta investigación.

Figura 4: Regresión lineal y coeficiente de determinación entre la remoción de contaminantes y la temperatura del agua de (a) DQO, (b) NH₃-N, (c) NT y (d) PT en 2014 y 2015



Aunque los resultados del porcentaje de remoción coinciden, existen diferencias en cuanto al TRH, ya que estos autores utilizaron sólo dos días, mientras que en esta investigación el TRH fue de 10 días, una diferencia considerable (8 días) del tiempo de exposición del nutriente en el sistema. Otra diferencia respecto a esta investigación fue la concentración de DQO en el afluente, estos autores utilizaron concentraciones entre 1,000 y 1,400 mg L⁻¹, mientras que en esta investigación la concentración de DQO en el afluente se mantuvo con poca variabilidad, de 835 ± 64 mg L⁻¹ en 2014 y 774 ± 26 mg L⁻¹ en 2015. Los autores atribuyeron la eficiencia del humedal a diversos factores, como la estación del año, ya que los máximos valores de remoción en los parámetros evaluados, se alcanzó en verano.

Por otro lado, se han utilizado otras técnicas para tratar de incrementar la remoción de contaminantes en humedales, algunos autores⁽³²⁾ evaluaron el efecto de la aplicación de oxígeno en un humedal de flujo superficial, obteniendo un incremento del 20 % en la

remoción de la materia orgánica. Sin embargo, también se observó que otros procesos se vieron afectados negativamente, como la nitrificación ya que no obtuvieron una remoción significativa de $\text{NH}_3\text{-N}$ (27-48 %) en el humedal.

Los resultados de remoción de $\text{NH}_3\text{-N}$ aparecen en la Figura 3b. En 2014 el valor promedio anual de la remoción de $\text{NH}_3\text{-N}$ fue de 65 ± 17 %. El valor de remoción más bajo se observó en el mes de diciembre (34 %) que tuvo una temperatura promedio de 14 °C. La máxima remoción de $\text{NH}_3\text{-N}$ se obtuvo en el mes de junio (84 %) con una temperatura promedio de 20 °C. En el 2015 el promedio de remoción presentó un valor de 69 ± 22 %. El valor mínimo observado (31 %) se presentó en el mes de enero con temperatura de 14 °C, el máximo (92 %) se obtuvo en el mes de agosto con temperatura promedio de 19 °C. El análisis de varianza mostró una diferencia significativa ($P < 0.05$) entre la remoción de $\text{NH}_3\text{-N}$ efectuada a diferentes temperaturas en 2014. En ese mismo año, se obtuvo una relación significativa ($P < 0.05$) entre la temperatura y la eficiencia de remoción de $\text{NH}_3\text{-N}$, cuyo R^2 fue de 0.895. Para el año 2015, la regresión lineal mostró una $R^2 = 0.878$ (Figura 4b). La remoción de $\text{NH}_3\text{-N}$ fue menor al 70% cuando la temperatura del agua se situó por debajo de 20 °C. Por el contrario, cuando la temperatura se presentó de 20 °C o por encima de este valor, la remoción aumentó gradualmente hasta llegar a niveles superiores al 80 % casi en todos los casos, lo que significa un aumento de 10 % por cada grado de aumento de temperatura en el agua.

La reducción de $\text{NH}_3\text{-N}$ obtenida en esta investigación fue diferente a la obtenida en otros estudios. Otras investigaciones⁽¹⁴⁾ reportaron 52 % de remoción, sin embargo, en otros trabajos⁽¹²⁾ se obtuvo un 100 % de remoción de $\text{NH}_3\text{-N}$, no obstante sus estudios se llevaron a cabo a un escala piloto con las condiciones ambientales controladas, lo cual tiene influencia en los resultados. Los resultados obtenidos en esta investigación fueron parecidos a los obtenidos por otros autores⁽¹³⁾ ya que se obtuvo alrededor del 85 % de remoción de $\text{NH}_3\text{-N}$ al evaluar la eficiencia de un humedal de flujo superficial en el sur de Texas, USA, durante el verano de 2008.

Estos resultados también coinciden con lo mencionado por diversos autores⁽³⁵⁻³⁸⁾ que destacan la importancia de la temperatura en la remoción de amonio en los humedales. Ellos mencionan que a bajas temperaturas ($5\text{--}10$ °C) los procesos biológicos como la desnitrificación pueden ser inhibidos drásticamente. En general los procesos que se llevan a cabo en el ciclo del nitrógeno son inhibidos bajo condiciones de clima frío, ya que la cantidad de oxígeno disponible decrece considerablemente, por consecuencia la concentración de bacterias se reduce en condiciones extremas de temperatura⁽³⁸⁾. Los argumentos mencionados por estos autores coinciden con los resultados obtenidos en esta investigación, ya que la reducción del $\text{NH}_3\text{-N}$ se incrementó con la temperatura y disminuyó considerablemente en temporada de frío.

La Figura 3c muestra la variabilidad en la remoción de NT obtenida en los años 2014 y 2015. En el 2014, el promedio de remoción de NT presentó un valor de 69 ± 13 %. El valor mínimo de remoción se obtuvo en el mes de febrero (45 %) con temperatura promedio de 16 °C. La

remoción máxima (82 %) se observó en el mes de junio, el cual presentó temperatura promedio de 20 °C. En 2015, se obtuvo una remoción promedio de 63 ± 15 %. El valor mínimo se observó en el mes de diciembre (42 %), el cual correspondió a 13 °C de temperatura promedio en el agua, mientras que el valor más alto (82 %) se presentó en el mes de mayo con temperatura promedio de 22 °C. El promedio de la remoción del NT obtenida en esta investigación está por debajo de la reportada en otras investigaciones⁽²²⁾ donde se obtuvieron promedios de 95 al 98 % de remoción de NT. Sin embargo, en sus experimentos utilizaron agua residual proveniente de la acuicultura, además de la combinación de diferentes tipos de humedales. Se ha mencionado que otros factores, como el diseño del humedal son importantes y tienen un impacto directo en la eficiencia del sistema, por ejemplo; resultados obtenidos en otros trabajos⁽²⁰⁾ han sugerido que el TRH es uno de los factores más importantes para la remoción del NT; ellos demostraron que con un TRH de 6 a 8 días la remoción de NT puede incrementar hasta llegar al 99 %.

El análisis estadístico mostró que no existen diferencias significativas ($P>0.05$) entre las medias de NT para los años 2014 y 2015. Respecto al efecto de la temperatura sobre la eficiencia de remoción de NT, en el año 2014 se obtuvo un alto coeficiente de determinación ($R^2=0.758$), mientras que en el 2015 dicho coeficiente disminuyó ligeramente ($R^2=0.656$) indicando una relación moderadamente fuerte entre la temperatura y la remoción del NT, con un nivel de confianza del 95% (Figura 4c).

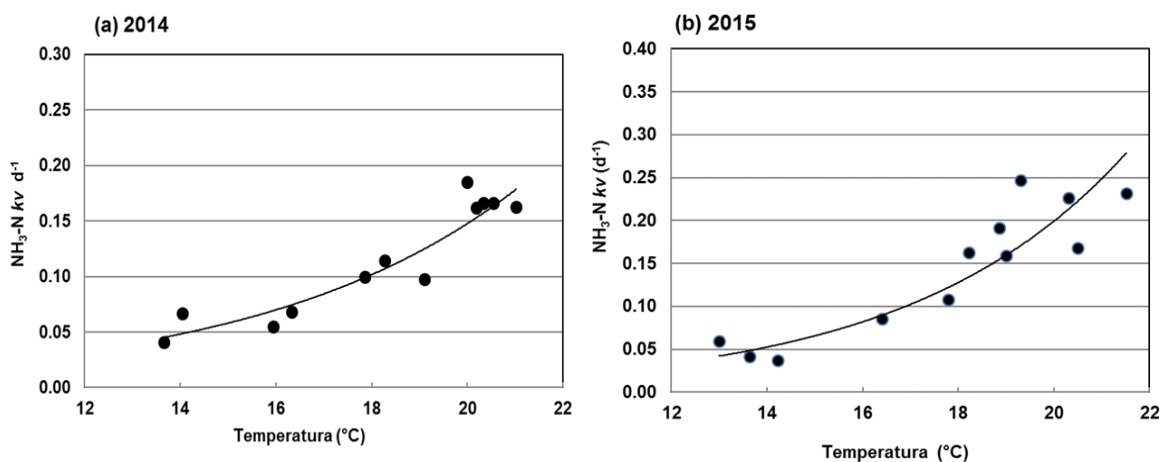
La Figura 3d muestra la variabilidad de la remoción en los años de estudio del PT. El promedio de la remoción de PT en 2014 presentó un valor de 75 ± 13 %, mientras que en 2015 se obtuvo un promedio de 73 ± 12 %. En 2014 el valor mínimo se obtuvo en el mes de enero (52 %) con una temperatura promedio del agua de 14 °C. La máxima remoción (75 %) se observó en el mes de abril con temperatura promedio de 18 °C. En 2015 la remoción presentó un valor promedio de 73 ± 17 %. El valor mínimo se presentó en el mes de diciembre (50 %) con temperatura promedio de 13 °C y el mayor se obtuvo en el mes de septiembre (88 %) con temperatura de 20 °C. El análisis estadístico mostró que no existen diferencias significativas entre los años analizados que comprendió este estudio (2014 y 2015). En la Figura 4d se muestra la regresión lineal de los datos obtenidos; en el año 2014 mostró un coeficiente de determinación $R^2=0.670$ indicando una relación moderadamente fuerte entre la remoción de PT y la temperatura del agua en el humedal. Respecto a 2015, en el análisis de regresión se obtuvo un coeficiente de determinación de $R^2=0.551$. Los resultados obtenidos en esta investigación están por encima de los reportados en otras investigaciones, donde se obtuvo remoción de 45 % de PT⁽³⁹⁾. Otro autor⁽²⁷⁾, también reportó remoción de PT menor al obtenido en este trabajo, él obtuvo una reducción aceptable del 21 al 44 % de PT, trabajando en condiciones de temperatura por debajo de 10 °C. Esto coincide con diversos autores que han mencionado que la remoción del P es menos afectada por la temperatura, debido a la prevalencia de los procesos de adsorción y la sedimentación, lo opuesto a lo que ocurre en los procesos biológicos. Se ha demostrado que, en condiciones de clima frío, un gran número de humedales operan con menor eficiencia que en los climas templados⁽³⁸⁾.

También estudios en el norte de China con temperatura de 4 °C y Noruega a 20 °C de temperatura ambiental, demostraron una aceptable reducción de contaminantes cuando el humedal fue aislado de la naturaleza artificialmente⁽³⁶⁾.

Constante de velocidad de reacción y el coeficiente de temperatura del nitrógeno amoniacal

Las Figuras 5a y 5b muestran la relación entre k_v y la temperatura mensual del agua en el sistema para $\text{NH}_3\text{-N}$ durante 2014 y 2015. La constante de reacción volumétrica ($k_v \text{ d}^{-1}$) en 2014 osciló de 0.041 a 0.185 d^{-1} cuando el promedio de la temperatura fue de 13 °C a 21 °C en el humedal. Fue evidente que el valor de k_v aumentó exponencialmente con el aumento de la temperatura, lo cual indica que la remoción del $\text{NH}_3\text{-N}$ se incrementa con el aumento de la temperatura en el agua. Por otro lado, k presentó un valor promedio en 2.60 cm d^{-1} , y en 2015 el valor obtenido fue de 3.22 cm d^{-1} . Los resultados obtenidos en este trabajo respecto a k , fueron por debajo de los reportados en otra investigación⁽¹¹⁾ donde se obtuvo $k=6.26 \text{ cm d}^{-1}$ en un humedal de flujo superficial en una investigación que se llevó a cabo en Taiwán, sin embargo la concentración de $\text{NH}_3\text{-N}$ en el afluente presentó variabilidad significativa durante el estudio (1-26 mg L^{-1}). Por el contrario, en esta investigación la concentración de $\text{NH}_3\text{-N}$ se mantuvo constante con poca variabilidad ($33 \pm 2.4 \text{ mg L}^{-1}$ en 2014 y $36 \pm 4.5 \text{ mg L}^{-1}$ en 2015).

Figura 5: Relación entre k_v y temperatura mensual para $\text{NH}_3\text{-N}$ durante 2014 y 2015



Conclusiones e implicaciones

Este estudio demostró la capacidad de un HFSC para la reducción de contaminantes como DQO, $\text{NH}_3\text{-N}$, NT y PT en aguas residuales provenientes de una granja porcícola. Durante el periodo de estudio (2014 y 2015) el humedal mostró eficiencia aceptable en la reducción de

los contaminantes evaluados, sin embargo, en el caso específico del $\text{NH}_3\text{-N}$ la remoción que se obtuvo fue por debajo del 60 % en la época de temperatura más baja y por arriba del 75 % en la temporada más cálida, haciendo evidentes patrones de comportamiento en la remoción, marcados por la época del año. Aunque la reducción de DQO y PT mostró poca variabilidad durante el periodo de operación del sistema, esto no fue observado en el caso del $\text{NH}_3\text{-N}$. La remoción de amonio mostró la mayor dependencia de la temperatura del agua. Cuando la temperatura del agua se presentó por encima de los 17 °C la vegetación creció con mayor rapidez, lo cual incrementa también la actividad microbiana y la remoción del $\text{NH}_3\text{-N}$, fue significativamente más alta que cuando la temperatura del agua presentó valores por debajo de los 17 °C. Es recomendable que se evalúen otros parámetros como la temperatura ambiental, precipitación y la evaporación directamente en el sitio para evaluar su efecto en el comportamiento del humedal.

Literatura citada:

1. Rodríguez M, Jácome A, Molina J, Suárez J. Humedal de flujo vertical para tratamiento terciario del efluente físico-químico de una estación depuradora de aguas residuales domésticas. *Ing Inv Tec* 2013;14(2):223-235.
2. Romo CIA. Evaluación de la remoción de contaminantes procedentes de aguas residuales de origen porcícola mediante un humedal artificial en serie [tesis de licenciatura]. Universidad Politécnica de Pachuca, Zempoala, Hidalgo; 2015.
3. Díaz FJ, O'Geena A, Dahlgrena RA. Agricultural pollutant removal by constructed wetlands: Implications for water management and design. *Agr Water Manage* 2012;(104):171-183.
4. Jordan TE, Whigham DF, Hofmockel KH, Pittek MA. Nutrient and sediment removal by a restored wetland receiving agricultural runoff. *J Environ Qual* 2003;(32):1534–1547.
5. Vymazal J. Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water* 2010;2(3):530-549.
6. Kadlec RH, Reddy KR. Temperature effects in treatment wetlands. *Water Environ Res* 2001;73(5):543-557.
7. Dong X, Reddy GB. Soil bacterial communities in constructed wetlands treated with swine wastewater using PCR-DGGE technique. *Bioresource Technol* 2010;101(4):1175-1182.
8. Hammer DA. Constructed wetlands for wastewater treatment—Municipal, industrial and agricultural. 1ra ed. Inc, Michigan, USA: Lewis Publishers; 1989.
9. Kadlec RH, Hey DL. Constructed wetlands for river water quality improvement. *Water Sci Technol* 1994;29(4):159–168.

10. Jing SR, Lin YF, Lee DY, Wang TW. Nutrient removal from polluted river water by using constructed wetlands. *Bioresource Technol* 2001;76(2):131–135.
11. Jing SR, Lin YF. Seasonal effect on ammonia nitrogen removal by constructed wetlands treating polluted river water in southern Taiwan. *Environ Pollut* 2004;(127):291-301.
12. Drizo A, Frost CA, Smith KA, Grace J. Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. *Water Sci Technol* 1997;35(5):95-102.
13. De La Mora-Orozco C. Nutrient Removal Prediction Using Hyperspectral Reflectance Indices and Modeling for a Pilot Constructed Channel Treatment Wetland [doctoral thesis]. Kingsville, Texas, USA: Texas A&M University-Kingsville; 2009.
14. Cameron K, Madramootoo C, Crolla A, Kinsley C. Pollutant removal from municipal sewage lagoon effluents with a free-surface wetland. *Water Res* 2003;37(12):2803-2812.
15. Bastian RK, Shanaghan PE, Thompson BP. Use of wetlands for municipal wastewater treatment and disposal—regulatory issues and EPA policies. In: Hammer DA editor. *Constructed wetlands for wastewater treatment—Municipal, industrial and agricultural*. Chelsea, Michigan USA: Lewis Publishers; 1991.
16. Jing SR, Lin YF, Wang TW, Lee DY. Microcosm wetlands for wastewater treatment with different hydraulic loading rates and macrophytes. *J Environ Qual* 2002;(31):690-696.
17. Kusch P, Wiener A, Kappelmeyer U, Weibrod E, Kästner M, Stottmeister U. Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. *Water Res* 2003;37(17):4236-4242.
18. Hill DT, Payton JD. 1998. Influence of temperature on treatment efficiency of constructed wetlands. *Transaction of ASAE* 1998;41(2):393–396.
19. Akrotos CS, Tsihrintzis VA. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecol Eng* 2007;(29):173-191.
20. Akrotos CS, Papaspyros JNE, Tsihrintzis VA. Total nitrogen and ammonia removal prediction in horizontal subsurface flow constructed wetlands: Use of artificial neural networks and development of a design equation. *Bioresource Technol* 2009;100(2):586-596.
21. IWA. Special Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control, *Constructed Wetlands for Pollutant Control*. Scientific and Technical Report No 8. London, England. IWA Publishing; 2000.

22. Lin YF, Jing SR, Lee DY, Wang TW. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture* 2002;(209):169-184.
23. Tanner CC, Sukias JPS, Headley TR, Yates CR, Stott R. Constructed wetlands and denitrifying bioreactors for on-site and decentralized wastewater treatment: Comparison of five alternative configurations. *Ecol Eng* 2012;(42):112-123.
24. Almendinger JE. A method to prioritize and monitor wetland restoration for water-quality improvement. *Wetl Ecol Manag* 1999;(6):241-251.
25. Hunter RG, Combs DL, George DB. Nitrogen, phosphorous, and organic carbon removal in simulated wetland treatment systems. *Arch Environ Contam Toxicol*. 2001;41(3):274–281.
26. Chung AKC, Wu Y, Tam NFY, Wong MH. Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater. *Ecol Eng* 2008;32(1):81–89.
27. Braskerud BC. Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecol Eng* 2002;19(1):41-61.
28. Liao X, Luo S. Treatment effect of constructed wetlands on organic matter in wastewater from pig farm. *J Appl Ecol* 2002;13(1):113-117.
29. IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change (Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático). Summary for policymakers of Climate Change, The physical science basis. In: contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge, Cambridge University Press, UK.; 2007.
30. Trenberth KE, Smith L. The mass of the atmosphere: A constraint on global analyses. *J Clim* 2005;(18):864–875.
31. Karmalkar AV, Taylor MA, Campbell J, Stephenson MT, Centella NA, Benzanilla A, *et al.* A review of observed and projected changes in climate for the islands in the Caribbean. *Atmósfera* 2013;26(2):283-309.
32. De La Mora-Orozco C, Ruíz CJA, Flores LHE, Zarazúa VP, Ramírez OG, Medina GG, *et al.* Climate Change index in the Chiapas Mexico during 1960-2009. *Rev Mex Cienc Agr* 2016;(13):2523-2534.
33. Kadlec RH, Knight RL. *Treatment Wetlands*. Boca Raton, Florida, USA. CRC Press, Inc; 1996.

34. Reed SC, Crites RW, Middlebrooks EJ. Natural systems for waste management and treatment, second ed. New York, USA: McGraw-Hill, Inc; 1995.
35. Sun G, Zhao Y, Allen S. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system. *J Biotec* 2005;115(2):189-197.
36. Wießner A, Kusch P, Kästner M, Stottmeister U. Abilities of helophyte species to release oxygen into rhizosphere with varying redox conditions in laboratory scale hydroponic systems. *Int J Phytoremediation* 2002;(1):1–15.
37. Picard CR, Fraser LH, Steer D. The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms. *Bioresour Technol* 2005;96(9):1039-47.
38. Spieles DJ, Mitsch WJ. The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low-and high nutrient riverine systems. *Ecol Eng* 1999;(14):77–91.
39. Prochaska CA, Zouboulis AI. Removal of phosphates by pilot vertical-flow constructed wetlands using a mixture of sand and dolomite as substrate. *Ecol Eng* 2006;26(3):293–303.