



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS.



**FUNCIONAMIENTO AMBIENTAL DE HUMEDALES
FLUVIALES TROPICALES: CONDICIONES DE NIVEL DEL
AGUA E INFLUENCIA EN FACTORES FISICOQUÍMICOS
DEL AGUA.**

T E S I S

PARA OBTENER EL GRADO DE:

**DOCTOR EN CIENCIAS EN ECOLOGÍA Y MANEJO DE
SISTEMAS TROPICALES**

PRESENTA:

M. EN C. ALLAN KEITH CRUZ RAMÍREZ

DIRECTORES:

DR. MIGUEL ÁNGEL SALCEDO MEZA
DR. ALBERTO DE JESÚS SÁNCHEZ MARTÍNEZ

VILLAHERMOSA, TABASCO. MARZO DE 2019.



**UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DIRECCION

FEBRERO 26 DE 2019

**C. ALLAN KEITH CRUZ RAMÍREZ
PAS. DEL DOCTORADO EN CIENCIAS EN ECOLOGÍA Y
MANEJO DE SISTEMAS TROPICALES
P R E S E N T E**

En virtud de haber cumplido con lo establecido en los Arts. 80 al 85 del Cap. III del Reglamento de titulación de esta Universidad, tengo a bien comunicarle que se le autoriza la impresión de su Trabajo Recepcional, en la Modalidad de Tesis de Doctorado en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales titulado: **"FUNCIONAMIENTO AMBIENTAL DE HUMEDALES FLUVIALES TROPICALES: CONDICIONES DE NIVEL DEL AGUA E INFLUENCIA EN FACTORES FISICOQUÍMICOS DEL AGUA"**, asesorado por el Dr. Miguel Ángel Salcedo Meza y Dr. Alberto de Jesús Sánchez Martínez sobre el cual sustentará su Examen de Grado, cuyo jurado está integrado por el Dr. Juan de Dios Mendoza Palacios, Dr. José Roberto Hernández Barajas, Dr. Miguel Ángel Salcedo Meza, Dr. Alberto de Jesús Sánchez Martínez, Dr. Everardo Barba Macías, Dr. Nicolás Álvarez Pliego y Dr. Arturo Garrido Mora.

Por lo cual puede proceder a concluir con los trámites finales para fijar la fecha de examen.

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE

M. EN C. ROSA MARTHA PADRON LOPEZ
DIRECTORA

UJAT
DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



DIRECCIÓN

C.c.p.- Expediente del Alumno.
C.c.p.- Archivo

KM. 0.5 CARR. VILLAHERMOSA-CÁRDENAS ENTRONQUE A BOSQUES DE SALOYA
Tel. (993) 358-1500 Ext. 6400 y 6401, 337-9611, 337-9706, Fax (993) 354-4308 y 358-1579

Usar papel reciclado economiza energía, evita contaminación y despilfarro de agua y ayuda a conservar los bosques

www.ujat.mx



**UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



**DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DIRECCION**

Villahermosa, Tab., a 26 de Febrero de 2019

ASUNTO: Autorización de Modalidad de Titulación

**C. LIC. MARIBEL VALENCIA THOMPSON
JEFE DEL DEPTO. DE CERTIFICACIÓN Y TITULACION
DIRECCIÓN DE SERVICIOS ESCOLARES
PRESENTE**

Por este conducto y de acuerdo a la solicitud correspondiente por parte del interesado, informo a usted, que en base al reglamento de titulación vigente en esta Universidad, ésta Dirección a mi cargo, autoriza al **C. ALLAN KEITH CRUZ RAMÍREZ** egresado del Doctorado en **CIENCIAS EN ECOLOGÍA Y MANEJO DE SISTEMAS TROPICALES** de la División Académica de **CIENCIAS BIOLÓGICAS** la opción de titularse bajo la modalidad de Tesis de Doctorado denominado: **"FUNCIONAMIENTO AMBIENTAL DE HUMEDALES FLUVIALES TROPICALES: CONDICIONES DE NIVEL DEL AGUA E INFLUENCIA EN FACTORES FISICOQUÍMICOS DEL AGUA"**.

Sin otro particular, aprovecho la ocasión para saludarle afectuosamente.

A T E N T A M E N T E

**M. EN C. ROSA MARTHA PADRON LOPEZ
DIRECTORA DE LA DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

C.c.p.- Expediente Alumno de la División Académica
C.c.p.- Interesado

UJAT
DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



DIRECCIÓN

CARTA AUTORIZACIÓN

El que suscribe, autoriza por medio del presente escrito a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco para que utilice tanto física como digitalmente el Trabajo Recepcional en la modalidad de Tesis de doctorado denominado: **“FUNCIONAMIENTO AMBIENTAL DE HUMEDALES FLUVIALES TROPICALES: CONDICIONES DE NIVEL DEL AGUA E INFLUENCIA EN FACTORES FÍSICOQUÍMICOS DEL AGUA”**, de la cual soy autor y titular de los Derechos de Autor.

La finalidad del uso por parte de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco el Trabajo Recepcional antes mencionada, será única y exclusivamente para difusión, educación y sin fines de lucro; autorización que se hace de manera enunciativa más no limitativa para subirla a la Red Abierta de Bibliotecas Digitales (RABID) y a cualquier otra red académica con las que la Universidad tenga relación institucional.

Por lo antes manifestado, libero a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco de cualquier reclamación legal que pudiera ejercer respecto al uso y manipulación de la tesis mencionada y para los fines estipulados en este documento.

Se firma la presente autorización en la ciudad de Villahermosa, Tabasco a los 26 Días del mes de Febrero de 2019

AUTORIZO



ALLAN KEITH CRUZ RAMÍREZ

AGRADECIMIENTOS

Agradezco ampliamente al Dr. Miguel Ángel Salcedo Meza y al Dr. Alberto J. Sánchez por su incondicional apoyo en la asesoría para el desarrollo de este proyecto, en los manuscritos y su integración en esta tesis doctoral, a ambos gracias por su confianza y generosidad. Asimismo al CONACyT por el soporte financiero. Al Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste A. C. y la Comisión Nacional del Agua por su apoyo en la generación de información de este estudio. También, agradezco a la comisión revisora integrada por el Dr. Juan de Dios Mendoza Palacios por su impulso para el desarrollo de esta tesis, al Dr. José Roberto Hernández Barajas por dar seguimiento al proyecto, al Dr. Everardo Barba Macías por su colaboración en los análisis estadísticos y visión integradora, al Dr. Nicolas Álvarez Pliego y al Dr. Arturo Garrido Mora por sus certeras propuestas para la mejoría de la tesis. Además, al Dr. Peter B. Bayley y a la M. en C. Rosa Florido por sus útiles comentarios para la mejora de los manuscritos. Asimismo el merecido agradecimiento al I. A. Rafael Alejo Díaz por su ayuda en el campo y laboratorio.

Tabla de contenido

Tabla de contenido.....	vi
Índice de tablas.....	vii
Índice de figuras.....	viii
RESUMEN GENERAL.....	10
CAPÍTULO I.....	12
Introducción general.....	13
Humedales fluviales tropicales.....	13
Humedales fluviales. Dinámica ambiental.....	13
Evaluación del funcionamiento ambiental en humedales fluviales.....	16
Antecedentes.....	17
Justificación.....	22
Objetivos.....	24
Objetivo general.....	24
Objetivos particulares.....	24
Hipótesis.....	25
Área de estudio.....	26
Río Usumacinta.....	26
Río Grijalva.....	26
Materiales y métodos.....	27
Estructura de la tesis.....	34
CAPÍTULO II.....	43
Relationship among physicochemical conditions, chlorophyll-a concentration, and water level in a tropical river-floodplain system.....	44
Introduction.....	44
Materials and methods.....	45
Results and discussion.....	46
Conclusion.....	49
Acknowledgements.....	49
Conflict of interests.....	49
References.....	49
CAPÍTULO III.....	52
Variabilidad espacial de clorofila-a y factores abióticos en un sistema río-llanura de inundación durante diferentes condiciones de nivel del agua en la cuenca del río Usumacinta.....	53
RESUMEN.....	53
Introducción.....	53
Materiales y métodos.....	55
Resultados.....	57
Discusión.....	60
Referencias.....	62
CAPÍTULO IV.....	65
Intra-annual variation of chlorophyll-a and inorganic nutrients in a hydraulically perturbed wetland in the floodplain of the Grijalva river basin.....	66
Resumen.....	66

Introduction	67
Methods and materials	69
Results	71
Discussion	73
Acknowledgments.....	75
References	75
CAPÍTULO V.....	81
Discusión general.....	82
ANEXOS.....	87
Suplemento del manuscrito en el capítulo II.....	88
Suplemento del manuscrito en el capítulo IV	89

Índice de tablas.

Tabla 1 Parámetros físicos, químicos y microbiológicos medidos en la columna de agua en el humedal fluvial Chaschoc.....	31
Tabla 2 Eigenvectores, eigenvalores y varianza en el análisis de componentes principales.....	47

Índice de figuras.

Figura 1 Localización del área de estudio.....	30
Figura 2 Promedio historico de nivel de agua diario del río Usumacinta (2003-2015) y fechas de muestreo.....	45
Figura 3 Mapa del sistema río-llanura de inundación Chaschoc	45
Figura 4 Gráfico del ACP y diagrama conceptual de la variabilidad en cl-a y variables fisicoquímicas en el sistema río-llanura de inundación Chaschoc.....	47
Figura 5 Ubicación geográfica del área de estudio. Círculos=sitios de muestreo.	56
Figura 6 Análisis de componentes principales que explican la variabilidad espacial e intra anual en el sistema río-llanura de inundación Chaschoc.....	58
Figura 7 Nivel del agua promedio del río Grijalca de 1995 hasta 1999.	69
Figura 8 Ubicación del área de estudio y sitios de muestreo.....	70
Figura 9 ACP intra-anual. Clorofila-a, nitritos, nitratos, amonio y fósforo total en el humedal fluvial Maluco.....	72
Figura 10. Distribución intra-anual de: a) fósforo total (TP), b) clorofila-a (Cl-a) en el humedal fluvial Maluco.....	73

RESUMEN GENERAL

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

RESUMEN GENERAL

Los humedales fluviales integrados por los ríos y su llanura de inundación funcionan como los principales corredores para el flujo de agua, organismos y otros elementos abióticos, lo que resulta en ecosistemas con un alto nivel de heterogeneidad temporal y espacial. En estos ecosistemas, la conexión hidráulica en función de la fluctuación natural del agua regula los ciclos biogeoquímicos, procesos fisicoquímicos y su biodiversidad. Por lo anterior, en este proyecto de investigación se planteó evaluar el funcionamiento ambiental de dos zonas de humedales fluviales integrando la variación de la conexión hidrológica superficial, diferentes condiciones de nivel del agua y la variabilidad fisicoquímica y biológica del agua en la cuenca baja de los ríos Grijalva-Usumacinta.

La variación intra-anual y espacial de 14 variables físicas, químicas y de biomasa de fitoplancton en el agua fue analizada en diferentes condiciones del nivel del agua en dos humedales fluviales con diferente grado de conexión hidráulica, uno en el río Usumacinta y el otro en el río Grijalva.

En el humedal fluvial asociado con el río Usumacinta las variables transparencia del agua, nitratos, amonio, ortofosfatos, saturación de oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno y clorofila-a resultaron con amplia y significativa fluctuación intra-anual. La variabilidad estacional de este humedal destacó que la inundación recurrente de la llanura de inundación por el río Usumacinta permite el desarrollo de los procesos producción de biomasa de fitoplancton en la condición de nivel de agua bajo y reducción de atenuación de la luz en la condición de nivel de agua alto. Además, la variación espacial entre rasgos geomórficos del gradiente río-llanura de inundación (río, canal y depresión) sólo resultó significativa para Z, VDS, Cl-a y TURB. En este humedal, las depresiones destacaron como el rasgo geomórfico en el que se almacenan los nutrientes para ser asimilados por el fitoplancton, lo cual se expresó en los altos niveles de clorofila-a en la condición de nivel bajo. Asimismo, el río sobresalió como el regulador de la distribución intra-

anual y aportando sedimentos cargados de fósforo al humedal en las condiciones de menor nivel de agua.

En el humedal fluvial en el área de drenaje del río Grijalva se determinó amplia similitud entre las fluctuaciones intra-anales en las concentraciones de clorofila-*a* y nutrientes de fósforo y nitrógeno. Esta similitud intra-anual se asoció con la limitada conexión superficial entre el río y la llanura de inundación debido a que ninguno de los valores de profundidad sobrepasó la altura del terraplén construido entre el río y la laguna. Además, se registraron concentraciones mayores de clorofila-*a* y fósforo total durante las seis condiciones de nivel, hasta niveles hipereutróficos.

En este contexto, el presente estudio coincidió, con lo documentado en otros humedales fluviales, en que la conectividad hidrológica es la vía para que las fluctuaciones del nivel del agua en el río provean y mantengan los procesos biogeoquímicos y ecológicos en los sistemas río-llanura de inundación.

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN GENERAL.

*Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.*

Introducción general

Humedales fluviales tropicales.

Los humedales fluviales tropicales son ecosistemas altamente dinámicos y productivos con gran importancia ecológica (Mitsch & Gosselink, 2000); tanto por su alta riqueza de especies, vulnerabilidad y sus valores no comerciales, como por la amplia gama de servicios ambientales, entre los que destacan el transporte de nutrientes y sedimentos, almacenamiento, liberación y retención de compuestos de carbono, resiliencia de los ecosistemas acuáticos adyacentes, autodepuración del agua, así como desarrollo del ciclo de vida de la fauna y albergan una alta diversidad biológica (Roggeri, 1995; Wantzen et al., 2008). Por lo anterior, estos ecosistemas son prioritarios para la protección, restauración, conservación y manejo sustentable (Junk, 2002, Junk et al., 2006).

La integridad ecológica de un ecosistema le permite resistir y recuperarse de perturbaciones naturales o antropogénicas (Karr & Chu, 1995). En este sentido, en los humedales fluviales tropicales, las funciones y los servicios que proporcionan se mantienen y están ajustadas por la intensidad, amplitud y frecuencia de las perturbaciones naturales. Los pulsos de inundación constituyen uno de los factores esenciales que determinan la integridad ecológica de los humedales fluviales (Bayley, 1995; Poff, 1997).

En los humedales fluviales los pulsos de inundación se han relacionado con la variación del nivel y volumen del agua, el área de inundación, la tasa de residencia del agua y la distribución espacial de los niveles de los parámetros fisicoquímicos y biológicos, además controlan las adaptaciones de la biota, incrementan la productividad biológica y mantienen la diversidad (Brinson, 1993; Poff, 2002; Ahearn et al., 2006; Thomaz et al., 2007; Bayley, 1995; Wantzen et al., 2008).

Humedales fluviales. Dinámica ambiental.

Los humedales fluviales integrados por los ríos y su llanura de inundación funcionan como los principales corredores para el flujo de agua, organismos y

otros elementos abióticos, lo que resulta en ecosistemas con un alto nivel de heterogeneidad temporal y espacial (Ward, 1989; Aftabuddin et al., 2017). En este contexto, la conexión hidráulica entre ecosistemas acuáticos en función de la fluctuación natural del agua permite, mantiene y regula los ciclos biogeoquímicos y la biodiversidad en los sistemas río-planicie de inundación (Junk et al., 1989; Dynesius & Nilsson, 1994; Ward & Stanford 1995; Poff et al., 1997; Wohl, 2017). La variación del flujo hídrico, de acuerdo con Ward (1989), sucede en cuatro dimensiones y relaciones hidrogeomorfológicas: longitudinal o a lo largo del río, lateral que se da entre río y llanura de inundación, vertical entre el río y el acuífero, y la variación temporal.

El incremento del flujo, nivel y del volumen de agua genera condiciones contrastantes en la profundidad de la columna de agua y en el área de inundación con respecto a la condición de flujo base o mínimo (Junk, 1999; Ahearn et al., 2006; Thomaz et al., 2007). Esta variación intra-anual en el volumen del agua ha sido conceptualizada principalmente como el pulso de inundación (Junk et al., 1989; Wantzen et al., 2008) y el pulso de flujos (Tockner et al., 2000). En este sentido, los patrones de distribución espacial de los parámetros fisicoquímicos del agua y de distribución y abundancia de las poblaciones florísticas y faunísticas difieren entre las distintas condiciones durante el ciclo de inundación, sobre todo en los extremos del mismo (Ahearn *et al.*, 2006; Thomaz et al., 2007; Wantzen et al., 2008; Salcedo et al., 2012; Sánchez et al., 2012b; Mayora et al., 2013; Brito et al., 2014; Roach et al., 2014). Por ejemplo, el aumento de los contenidos de los nutrientes y la disminución en la biomasa fitoplanctónica en la columna de agua en la condición de flujo alto e inundación (Junk et al., 1989; Junk, 1999) se han relacionado con los procesos biogeoquímicos de los nutrientes almacenados en la materia orgánica asociada con las macrófitas acuáticas distribuidas en las zonas de anegación temporal y su aporte a los detritos y posterior remineralización del sedimento (Junk et al., 1989; Mihaljević et al., 2009). También, la fauna acuática ha adaptado su ciclo de vida a la variabilidad hidrológica a la que están sujetos, así como a la conectividad hidráulica de los ecosistemas acuáticos que habitan y los rasgos

geomorfológicos de estos sitios (Bunn & Arthington, 2002). En este contexto, Cummins (1973) destacó que “*el procesamiento de diversas formas de materia orgánica por los invertebrados de agua dulce, especialmente los insectos*”, está implícito y sucede ajustado al ciclo y flujo hidrológico. Esta variabilidad biológica y ambiental se traduce en valiosas funciones ecosistémicas y atributos ecológicos. En condiciones no alteradas y en función de la fluctuación del flujo hídrico, los nutrientes inorgánicos son liberados de la descomposición de detritos, principalmente de fitoplancton y macrófitas en el agua de lagos tropicales, la concentración de estos nutrientes puede ser afectada por la resuspensión y sedimentación; aunque también puede existir suministro externo de nutrientes que genera un rápido incremento en los niveles de estos, que puede acelerar el proceso de eutrofización en ecosistemas acuáticos (Bayley, 1995; Wetzel, 2001; Bouwman et al., 2013; Jørgensen et al., 2013; Shen et al., 2013; Smith, 2016; Filstrup & Downing, 2017).

El fósforo y el nitrógeno son nutrientes esenciales para el desarrollo de organismo vivos, estos pueden ser colimitantes de la producción primaria en los ecosistemas acuáticos y las formas del inorgánicas del nitrógeno: nitratos (NO_3^-), nitritos (NO_2^-) y amonio (NH_4^+), así como los ortofosfatos (PO_4^-), forma de fósforo inorgánico soluble, son las formas dominantes disponibles en el agua y utilizadas por el fitoplancton y otros productores primarios (Wetzel, 2001; Shen et al., 2013; Filstrup & Downinf, 2017). La concentración y tipos de reacción de estos elementos y compuestos son críticos para los procesos celulares como el crecimiento de las plantas y el control de la productividad primaria del sistema (Bouwman et al., 2013; Husson, 2013).

La variación inter-anual de biomasa del fitoplancton puede resultar constante en ecosistemas no perturbados (Wetzel, 2001). No obstante, las condiciones ambientales cambian de un humedal a otro, por lo que la variación intra-anual de la biomasa algal puede resultar mayor de una fase de flujo hídrico a otra durante el ciclo anual de inundación (Roach et al., 2014; Bortolini et al., 2015). Esta variación se puede atribuir principalmente a la fuerza del viento, mezcla en la columna de agua, precipitación pluvia y bioturbación que pueden resuspender

sedimentos en el agua (Wetzel, 2001) y por disponibilidad de nutrientes inorgánicos y cambios de temperatura (Roach et al., 2014).

Evaluación del funcionamiento ambiental en humedales fluviales.

La evaluación del funcionamiento ambiental en los humedales fluviales es importante para conocer los cambios en los recursos, la composición, función y estructura de sus componentes biológicos y ambientales (Hering et al., 2006; Sánchez et al., 2007; Freund & Petty, 2007; de Lanza et al., 2008; Souza-Filho, 2009; Salcedo et al., 2012). Sin embargo, cualquier modificación en la estructura y dinámica de estos ecosistemas afectará su condición ambiental (Poff, 1997).

La urbanización, la pérdida de ecosistemas, la construcción de infraestructura hidráulica y el cambio global han sido documentadas como las principales causas antropogénicas que han alterado los ciclos de inundación y acelerado la fragmentación, alteración y pérdida de los humedales, por lo cual se han identificado dentro de las principales amenazas sobre los servicios ambientales que estos ecosistemas proporcionan (Poff et al., 2007; Souza-Filho, 2009; McKinney & Charpentier, 2009; Hamilton, 2010).

La condición ambiental de los humedales se ha evaluado a través de métricos ecológicos, bióticos y abióticos o una combinación de estos, los cuales se integran en índices multimétricos (Hering et al., 2006; Salcedo et al., 2012) y estos generan diferentes categorías que reflejan las condiciones ambientales las cuales se analizan con el fin de buscar medidas que eviten deterioro, natural y antropogénico, de estos sistemas (Barbour et al., 1995; Klemm et al., 2003; Salcedo et al., 2012).

En México, se ha reportado un limitado conocimiento sobre el valor ecológico de los humedales y los servicios ambientales que brindan (RAMSAR, 2006). Aunque en la región sur del Golfo de México se han desarrollado investigaciones para catalogar humedales (Contreras & Warner, 2004, Barba et al., 2006), determinar la calidad del agua (Rodríguez et al., 1997) y conocer su condición ecológica (Salcedo et al., 2012), estos estudios han sido desarrollados en zonas con mayor perturbación antrópica, áreas naturales protegidas o de interés económico.

Asimismo, las bases de datos a largo plazo y corroboradas son escasas, incluyendo a los estudios para determinar la estructura, composición y función de los humedales fluviales de la llanura costera de Tabasco.

En este contexto, en este proyecto de investigación se planteó evaluar el funcionamiento ambiental de dos zonas de humedales fluviales integrando la variación de la conexión hidrológica superficial, diferentes condiciones de nivel del agua y la variabilidad fisicoquímica y biológica del agua en la cuenca baja de los ríos Grijalva-Usumacinta.

Antecedentes

La hidrología es la principal fuerza que influye y determina las funciones de los humedales, los servicios ambientales y los recursos naturales (Junk et al., 1989; Brinson, 1993; Poff, 2002; Wantzen et al., 2008). Entre los servicios ambientales proporcionados por los humedales destacan la amortiguación o exportación de nutrientes y sedimentos, almacenamiento, liberación y retención de compuestos de carbono, resiliencia de los ecosistemas acuáticos y adyacentes, autodepuración del agua, alta productividad primaria y bacteriana, así como desarrollo del ciclo de vida de la fauna y la diversidad biológica (Roggeri, 1995; Wantzen et al., 2008).

En los humedales influenciados por pulsos de inundación se ha registrado que la producción primaria depende de la carga interna de materia orgánica que se deposita en el nivel mínimo y en el nivel máximo se remineraliza, y esto permite la liberación de nutrientes, así como su asimilación por los productores primarios (Bayley, 1995; Junk, 1999; Carvalho et al., 2003; Thomaz et al., 2007). Los ciclos de inundación en humedales del estado de Tabasco están relacionados con la heterogeneidad del escurrimiento superficial, lo que genera al menos dos condiciones contrastantes de nivel del agua, ya que el 60 % del volumen total anual del río Usumacinta fluye en nivel alto e inundación y el restante en mínima (Velázquez, 1994; CNA, 2010). La condición de nivel mínimo puede presentar de febrero a junio y la de nivel máximo e inundación puede transcurrir de junio a

diciembre. Lo anterior origina una variación del nivel y volumen del agua en los humedales tabasqueños en función del incremento de los escurrimientos en el período de mayor flujo y esto, forma lagunas y pantanos ricos en alimentos para una multitud de fauna terrestre y acuática. Esta variación en la profundidad de los ecosistemas lénticos es de al menos un metro entre el nivel mínimo y máximo del agua, lo que representa hasta seis veces la cobertura de la superficie terrestre en contraste con las zonas inundables (West et al., 1987; Toledo, 2003; CNA, 2010).

El ciclo de inundación determina la heterogeneidad en el desarrollo estacional y espacial del fitoplancton, dada por las interacciones entre las variables ambientales y la fisiología de los organismos (Wetzel, 2001). Los florecimientos algales pueden incrementarse en relación con el grado de eutrofización, el cual es una consecuencia del enriquecimiento en nutrientes, ya sean de origen natural o antropogénico (de la Lanza et al., 2008).

En las tres temporadas de medición, pre-monzón, monzón, y pos-monzón, el valor promedio de la concentración de fósforo total (PT) fue mayor en el lago Akkulam con respecto al de Veli, en la India. Esto se atribuyó a que las aguas residuales domésticas generadas en la ciudad de Thiruvananthapuram fueron descargadas hacia el lago Akkulam a través del arroyo Kannamoola. En general, el PT es mayor durante el monzón y mínimo durante el pre-monzón. El incremento del nutriente puede ser atribuido a la precipitación durante el monzón y la disminución de éste puede ser debida a la utilización de fósforo por parte de la vegetación acuática durante el pre-monzón (Sheela *et al.*, 2011).

La concentración máxima de nitrógeno total (NT) en el lago Taihu, en la República Popular China puede estar relacionada con el incremento en el escurrimiento por el aporte de aguas provenientes de los campos arroceros. Lo anterior, coincidió con el trasplante del arroz al campo y con la aplicación de grandes cantidades de fertilizante nitrogenado, tanto químico como orgánico, también con el comienzo de la temporada de inundaciones de primavera-verano. En cuanto al NT, óxido de nitrógeno ($\text{NO}_x\text{-N}$) y nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$), estos presentaron su punto máximo de concentración en los primeros días de la primavera en la bahía de

Meiliang, esto coincidió con el incremento del nitrógeno en el escurrimiento (James et al., 2009).

La calidad del agua se ha estimado con el índice de la calidad del agua (ICA) en ecosistemas acuáticos de México, en este sentido la calidad del agua de ambientes acuáticos del área de drenaje de los ríos Grijalva y Usumacinta resultó fuertemente contaminada (Velázquez, 1994). Actualmente el ICA ha sido sustituido por la aplicación de tres indicadores: demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos suspendidos totales (SST). Estos indicadores se han usado en ambientes acuáticos del área de drenaje de los ríos Grijalva y Usumacinta en 2008. La evaluación anterior resultó en que el 21.8 % de sitios correspondieron con una excelente calidad del agua con la aplicación de la DBO_5 , el 31.2 % de los sitios con buena calidad por el uso de la DQO y solo el 3.1 % tuvo buena calidad de acuerdo con los SST (CNA, 2010).

Para estimar la calidad del agua también se ha empleado el índice Water Quality Index (WQI; Brown et al., 1970). Este índice se aplicó en una laguna urbana en la cuenca del Río Grijalva y resultó con una calidad de agua buena. No obstante, los autores concluyeron que dicho ecosistema se encuentra en proceso de degradación ambiental (Sánchez et al., 2012).

También se han empleado combinaciones de métricos de peces (Mid-Atlantic Highlands Index of Benthic Integrity, MAH-IBI), macroinvertebrados (West Virginia Stream Condition Index, WV-SCI) y de calidad del agua. El uso de invertebrados bentónicos, peces y la condición química del agua fue recomendado para un mejor monitoreo biológico en las cuencas hidrográficas (Freund & Petty, 2007).

La composición de la comunidad vegetal, agua y suelo fueron medidos en humedales de Florida para el desarrollo de un índice multimétrico (Florida Wetland Condition Index -FWCI). En el FWCI fueron incluidos métricos correlacionados con el gradiente de perturbación humana. El FWCI fue eficaz en la valoración de la integridad biológica en humedales con respecto a un gradiente de actividades humanas, entre las que desatacó el uso de suelo. Este índice fue recomendado

para evaluar las normas de calidad del agua de los humedales de Florida (Reiss, 2006).

La condición ecológica de humedales ha sido evaluada con métricos hidrogeomorfológicos con el Index of Wetland Condition (IWC). Este índice determinó tres clases de sitios perturbados (alto, medio y bajo). La combinación de los valores de métricos hidrogeomorfológicos en el IWC definió la condición ecológica de los recursos naturales (Jacobs et al., 2010).

El índice del estado trófico (IET) es un índice paramétrico con aplicaciones multimétricas y no es referencial. Este índice estima el estado trófico a nivel de sitios de muestreo y de ecosistema con base en los valores de fósforo total (IET_{PT}), visibilidad con el disco de Secchi (IET_{DS}) y clorofila-a (IET_{CLA}). El IET define el estado trófico en cuatro categorías tróficas en función de una escala del 0 al 100: oligotrófica, mesotrófica, eutrófica e hipereutrófica para cada uno de los tres métricos (Carlson, 1977).

El índice del Grado de Perturbación (IGP) prescindió de la comparación con valores referenciales por cada métrico y detecta el gradiente de perturbación del ecosistema. El grado de perturbación del humedal "Pantanos de Centla", en el periodo 2000-2001 fue definido con el IGP y el IET. El IGP determinó que el ecosistema presentó una perturbación mediana-alta en máxima inundación debido a la incidencia negativa de la saturación del oxígeno disuelto y ortofosfatos. Además resultó con una perturbación mediana-baja en mínima inundación por la incidencia negativa de la conductividad eléctrica, la equitatividad y riqueza de especies de moluscos. Mientras que con el IET aplicado con los valores del fosforo total, el humedal resultó hipereutrófico en las dos temporadas de inundación. Ambos índices demostraron que el humedal tiende a un grado de perturbación mayor y hacia la hipereutrofia por la presión antropogénica. Sin embargo, la variación del flujo de agua en el ciclo de inundación aun propician condiciones ambientales favorables para la conservación de los servicios ambientales (Salcedo et al., 2012).

La variación estacional y espacial en las condiciones fisicoquímicas de un lago en la llanura de inundación en la Amazonia central se determinó a través de análisis

multivariados con datos de oxígeno, temperatura, pH, nutrientes y conductividad eléctrica, recolectados durante cuatro periodos hidrológicos: nivel bajo, ascenso del agua, nivel alto y descenso del agua. En este estudio, demostraron que la inundación periódica del río al lago en el periodo de nivel alto se incrementa la similitud en las condiciones limnológicas y se observó heterogeneidad espacial en la capa epilimnion del lago durante el descenso del agua. En este contexto, los autores indicaron que los lagos en llanuras de inundación son un elemento clave para procesos biogeoquímicos, ecológico e hidrológicos en los sistemas río-llanura de inundación (Brito et al., 2014)

Las concentraciones de clorofila-a y variables abióticas en el agua en un sistema río-llanura de inundación en la cuenca media del río Paraná se usaron para analizar la dinámica del sistema y determinar su variabilidad espacial durante diferentes fases hidrológicas. A través de modelos matemáticos de clorofila-a y los coeficientes de variación determinaron que el efecto homogeneizador de la inundación no puede generalizarse ya que la llanura de inundación puede mantener características propias aun en la inundación debido al traslape de las condiciones climatológicas y del pulso de sedimentos que pueden contribuir a la heterogeneidad en el gradiente espacial (Mayora et al., 2013).

Los cambios temporales en la hidrología y en concentraciones de nitrógeno y fósforo en el agua se estudiaron en la cuenca baja del río Grijalva. Además, se analizó el impacto de la operación de cuatro presas en la parte alta de esta cuenta y del cambio de uso de suelo en la condición ambiental de ecosistemas acuáticos. Se aplicaron pruebas estadísticas y un programa de indicadores de alteraciones hidrológicas para examinar los cambios temporales en los caudales del río antes y después del represamiento, así como en los datos históricos de nutrientes contrastados con muestreos recientes. En dicho estudio, se reportó el incremento de nitratos asociado con la expansión de las zonas agrícolas y urbanas. En contraste, las concentraciones de fósforo tienden a disminuir como efecto del represamiento. Sin embargo los autores concluyeron que el represamiento y el cambio de uso de suelo en esta cuenca puede inducir cambios químicos e

hidrológicos con impacto negativo en los servicios que proveen los ecosistemas acuáticos de la cuenca baja (Lázaro-Vázquez et al., 2018).

Justificación

Los humedales fluviales son ecosistemas de gran importancia ecológica. Ofrecen una amplia gama de servicios ambientales, de los cuales destacan la purificación del agua, los sumideros de carbono, la mitigación de inundaciones y la protección de flora y fauna. Sin embargo, a nivel global en la última década se ha perdido aproximadamente el 50% de estos ecosistemas.

El limitado conocimiento sobre el funcionamiento ambiental, valor ecológico y servicios ambientales de los humedales fluviales en las cuencas hidrológicas en el sureste de México, ha influido en la drástica reducción de humedales. Este declive es resultado de una combinación de perturbaciones naturales y antropogénicas; de estas últimas, sobresalen la fragmentación del ecosistema, las modificaciones a la hidrología y el cambio climático.

En Tabasco se han desarrollado investigaciones para catalogar los humedales, determinar su calidad del agua y conocer su condición ecológica (Contreras & Warner, 2004, Barba et al., 2006; Rodríguez et al., 1997; Salcedo et al., 2012). Sin embargo, estos estudios han sido principalmente aplicados en sitios con alto grado de perturbación antropogénica, áreas naturales protegidas y de interés económico. No obstante, son escasos los estudios para ampliar el conocimiento sobre la estructura, composición y función de estos humedales, utilizando bases de datos corroboradas y modelos predictivos.

Esta vulnerabilidad, deja en claro que las redes fluviales son prioritarias para su conservación, protección y restauración a través del estudio de su estructura y funciones que permitan el manejo sustentable de estas áreas (Junk, 2002; Junk et al., 2006; Sánchez et al., 2015; Irvine et al., 2016). Además, la complejidad en los procesos biogeoquímicos y ecológicos que se observa en los ecosistemas fluviales tropicales requiere de la caracterización y evaluación continua para evitar y reducir las presiones ambientales a las que están sometidos (Irvine et al., 2016). Por lo anterior, el uso de variables explicativas del ecosistema, o

indicadores, es relevante para determinar la dinámica ambiental, basada en la variación de la hidrología superficial y su integración con los procesos fisicoquímicos y biológicos en el agua (Thiffault et al., 2017).

Por lo anterior, en este estudio se resalta la importancia de evaluar el funcionamiento ambiental de humedales fluviales en escala intra-anual en la cuenca Grijalva-Usumacinta. El estudio abarcó dos sitios, uno en cuenca del río Grijalva y otro en la del río Usumacinta, con diferentes grados de interconexión hidráulica. En estos dos humedales se integró la variación físico-química y biológica del agua en diferentes condiciones de nivel del agua superficial, además la selección de las variables explicativas aportó información relevante sobre los procesos físicos, químicos y biológicos con relación al funcionamiento ambiental del ecosistema.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

Objetivos

Objetivo general

Explicar la fluctuación intra-anual y espacial de las variables físicas, químicas y de biomasa de fitoplancton en el agua, y su relación con diferentes condiciones de nivel de agua en dos ecosistemas río-llanura de inundación con diferente grado de conexión hidráulica en la planicie de la cuenca Grijalva-Usumacinta.

Objetivos particulares

1. Estimar la fluctuación intra-anual y espacial de las variables físicas, químicas y de biomasa fitoplanctónica del agua durante cuatro condiciones de nivel de agua en un sistema río-planicie de inundación en la cuenca del río Usumacinta.
2. Determinar los factores clave, asociados a procesos fisicoquímicos en el agua, del funcionamiento ambiental del ecosistema y caracterizar su distribución intra-anual en el sistema río-planicie de inundación en la cuenca del río Usumacinta.
3. Determinar los factores fisicoquímicos clave, asociados a procesos fisicoquímicos en el agua, en el gradiente espacial río-llanura de inundación en un humedal fluvial en la cuenca del río Usumacinta
4. Evaluar el efecto de la desconexión, entre un río y una laguna en la llanura de inundación, sobre los nutrientes de nitrógeno, fósforo y clorofila-a en un humedal fluvial en la planicie de inundación en la cuenca del río Grijalva.

Hipótesis

- La fluctuación de las variables fisicoquímicas y de biomasa de fitoplancton del agua disminuyen con el incremento del nivel del agua en un sistema río-planicie de inundación en la cuenca del río Usumacinta.
- En cada condición de nivel del agua destaca un proceso fisicoquímico en el agua dominante relacionado con la fluctuación intra-anual de variables explicativas.
- La fluctuación intra-anual de las variables ambientales del agua es más significativa que la variación espacial en un sistema río-planicie de inundación en la cuenca del río Usumacinta.
- La reducción de la conexión lateral en los sistemas río-llanura de inundación cambia los patrones intra-anales de las variables fisicoquímicas y de producción la biomasa de fitoplancton.

Área de estudio

Río Usumacinta.

La cuenca del río Usumacinta posee una alta relevancia ecológica por las características bióticas y ambientales, así como los procesos biológicos y ecológicos que estas permiten y mantienen. El río Usumacinta en México integra la cuenca Grijalva-Usumacinta que es una de las mayores reservas hídricas de Latinoamérica (Sánchez & Barba, 2005; Barba et al., 2006). Además, este río destaca como el más caudaloso del país y no se ha represado (Muñoz-Salinas & Castillo, 2015). Este río abastece una compleja red de ecosistemas acuáticos dentro de su llanura de inundación a lo largo de 996 km de trayectoria y registra amplia variación intra-anual en caudal que fluctúa en promedio de 746 a 4485 m³ s⁻¹ entre el flujo bajo y el flujo alto (CNA, 2015). También, en la cuenca del río Usumacinta se ha registrado alta biodiversidad de fauna acuática y fitoplancton (Macossay-Cortéz et al., 2011; Barba-Macías et al., 2015; Castillo-Domínguez et al., 2015; Esqueda-Lara et al., 2016). Sin embargo, se han reportado especies no nativas invasoras y el cambio de uso de suelo se ha incrementado por actividades agropecuarias (Kolb & Galicia, 2012; Sánchez et al., 2015; Tapia-Silva et al., 2015; Barba-Macías & Trinidad-Ocaña, 2017; Trinidad-Ocaña et al., 2017).

Río Grijalva.

La cuenca del río Grijalva ha sido altamente modificada en su hidrología, con un impacto negativo en el intercambio lateral de agua entre el río y otros ecosistemas en la planicie de inundación, principalmente durante el nivel de agua alto, se ha restringido en las áreas de drenaje de los ríos Mezcalapa-Carrizal y Grijalva por la construcción de canales y terraplenes para evitar inundaciones en el planicie de inundación de esta cuenca (Sánchez et al., 2015). Además, la operación de infraestructura para el aprovechamiento hidráulico, construida de 1959 a 1987 en la Cuenca alta (DOF, 2010), y el control de inundaciones (CNA, 2012), la urbanización, las actividades y prácticas agropecuarias y el cambio de uso de

suelo en el área de drenaje del río Grijalva contrastan con la del río Usumacinta (Guerra-Martínez & Ochoa-Gaona, 2008; Capdepon-Ballina & Marín-Olán, 2014; Sánchez et al., 2015; Palomeque et al., 2017). Estas modificaciones destacan como causas de degradación, fragmentación y pérdida de la condición ecológica y del humedal en la RBPC (Salcedo et al., 2012; Sánchez et al., 2015). En el río Grijalva, el 34% de caudal promedio drena durante la condición de nivel alto (41,322 m³/s); mientras que un 9 % (11,425 m³/s) fluye durante la condición de nivel bajo (CNA, 2015).

Materiales y métodos

El presente estudio se desarrolló en dos humedales fluviales, uno en cuenca del río Grijalva (humedal fluvial Maluco) y otro en la del río Usumacinta (humedal fluvial Chaschoc), con diferentes grados de interconexión hidráulica.

El humedal fluvial Chaschoc, en el río Usumacinta se ubicaron en una sección de la subcuenca del río Usumacinta (RH30Aa), cerca del municipio de Emiliano Zapata, parte de la cuenca río Usumacinta, incluida en la región hidrológica Grijalva-Usumacinta (RH30). La vegetación en el área de estudio está constituida de fragmentos de selva mediana, selva baja inundable y vegetación ripiara, en la que destacan *Salix humboldtiana* Benth, *Haematoxylum campechianum* L., *Bucida buceras* L., *Cynometra retusa* (Donn. Sm.) Rose, *Lonchocarpus guatemalensis* Benth, *Pithecellobium lanceolatum* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Benth., *Inga vera* Willd., *Albizia niopoides* (Spruce ex Benth) Burkart, *Albizia guachapele* (Kunth) Dugand, *Cassia grandis* L., *Mimosa pigra* L., *Dalbergia glabra* (Mill.) Standl., *Sabal mexicana* Mart, *Bactris mexicana* Mart., *Hampea macrocarpa* Lundell, *Tabernaemonta chrysocarpa* Blake y *Malvaviscus arboreus* Cav. La comunidad de hidrófitas está constituida principalmente por *Nymphaea ampla* L., *Utricularia gibba* L., *Eichornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L., *Nepunia oleraceae* Lour. y *Sesbania emerus* (Aubl.) Urban. (Castillo et al., 2014; INEGI, 2014).

En la laguna Gaytán la vegetación adyacente incluye selva mediana subperennifolia y se ha reportado la presencia de actividades agrícola y pecuaria

(INEGI, 2014). En la laguna Chaschoc se ha indicado presencia de actividades agrícola, pecuaria y forestal. En esta área de escurrimiento se ha registrado aproximadamente 11.7 km² de vegetación inducida, 5.2 km² de macrófitas enraizadas emergentes, 58 km² de selva mediana subperennifolia alterada y selva espinosa, y 56.7 km² de zonas agropecuarias y forestales (INEGI, 2014).

En la cuenca del río Grijalva, el humedal fluvial Maluco se localiza en el municipio de Centro en la cuenca baja del río Grijalva, en la planicie costera del sur del Golfo de México, en donde el 90% en la selva húmeda tropical ha sido deforestada (Zavala-Cruz y Castillo, 2002; INEGI, 2014). El municipio de Centro registró 640,359 habitantes, de los cuales 286,782 pertenecen a la zona suburbana y rural, mientras que 353,577 habitantes a la ciudad de Villahermosa y en donde se desarrolla una amplia gama de actividades productivas (INEGI, 2011). La mayoría de estos asentamientos humanos dirigen sus residuos líquidos y sólidos al cauce del río Grijalva o lagunas cercanas (INAFED, 2005). En el municipio Centro se han detectado 77 puntos de descarga de aguas residuales, los cuales vierten 268.40 millones de m³/año (INEGI, 2009).

Las cuencas, media y alta, del río Grijalva, en el estado de Chiapas, se encuentran represadas para el control del flujo de agua y la producción de electricidad a través de cuatro presas: Angostura, Chicoasén, Malpaso y Peñitas (Velázquez, 1994). La construcción de canales, drenes, bordos y carreteras para diferentes fines es una práctica generalizada que ha sido evaluada parcialmente con respecto a su distribución, número y efectos en los bienes y servicios ambientales (Jones et al., 2000; Ahearn et al., 2006; Coffin, 2007).

En el área de estudio, el río Grijalva presentó 160 m de ancho de cauce y una profundidad media de 12 m. La conexión hidráulica de este río con la Laguna Maluco está limitada por las alcantarillas existentes en la carretera, ya que ésta funciona como un bordo. La laguna Maluco es de origen fluvial y deltaico y tiene una extensión de 1,580.4 ha. Las macrofitas dominantes en esta cuenca son *Thalia geniculata* Linnaeus, *Typha domingensis* Persoon, *Nymphaea ampla* Salisbury, DC., *Eichhornia crassipes* (Martius) Solms y *Pistia stratiotes* Linnaeus (Novelo & Ramos, 2005).

Muestreos. En el humedal fluvial Chaschoc, durante un ciclo anual de inundación se realizaron cuatro muestreos, uno en la transición a nivel alto (TNA), uno en nivel alto (NA), uno en la transición a nivel bajo (TNB) y uno en nivel bajo (NB), de acuerdo con la temporalidad y flujo hídrico relacionado con el análisis de niveles de caudal diario de la estación hidrológica boca del cerro (CNA, 2015). Se buscó representar un ciclo de flujo hídrico a través de cuatro muestreos en cuatro periodos con diferentes condiciones de nivel del agua: TNA (agosto 2013), NA (noviembre 2013), TNB (marzo 2014) y NB (mayo 2014), de acuerdo con las condiciones de flujo esperadas en el Río Usumacinta, que se evaluaron con el nivel del agua promedio diario de 12 años (CNA, 2015).

La toma de muestras y mediciones *in situ* se efectuó en 10 sitios de muestreo, con diferente energía hidráulica, dos sitios de control en el río Usumacinta (USU1 y USU2), dos en el canal Pochote (CP1 y CP2), dos en la laguna Chaschoc (LCH1 y LCH2), dos en la laguna Gaytán (LG1 y LG2) y dos en el canal San Ignacio (CSI1 y CSI2; Fig. 2). En cada repetición por sitio de muestreo se tomaron muestras de agua o midieron datos a la profundidad media registrada en la columna de agua. Las muestras fueron conservadas a una temperatura de 4°C, para su análisis de acuerdo con APHA (1998) y EPA (2006).

Un total de 21 parámetros del agua se cuantificaron mediante tres tipos de muestras. Las muestras simples se midieron 15 veces en tres repeticiones por sitio de muestreo (12 parámetros x 15 mediciones x 3 repeticiones x 10 sitios de muestreo = 5400 mediciones) a través de una sonda multiparamétrica YSI 6600-V2 (YSI incorporated, 2009) para los parámetros temperatura del agua ($T^{\circ} A$), profundidad (Z), potencial de hidrógeno (pH), potencial óxido-reducción (POR), Conductividad Eléctrica (CE), sólidos disueltos totales (SDT), saturación de oxígeno disuelto (SOD), concentración del oxígeno disuelto (OD), turbiedad (TURB), amonio (NH_4), nitratos (NO_3) y clorofila-a (Cl-a).

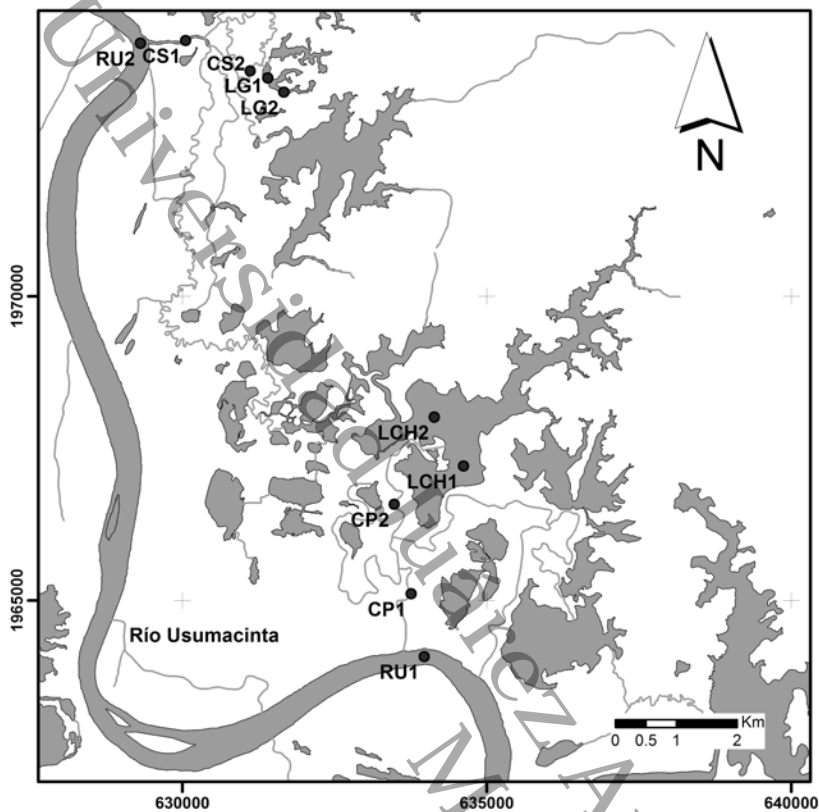


Figura 1 Localización del área de estudio.

● = sitios de muestreo. RU= Río Usumacinta, CS=Canal San Ignacio, LG=Laguna Gaytán, LCH=Laguna Chaschoc, CP=Canal Pochote.

El segundo grupo de muestras simples se midió tres veces en cada sitio (5 parámetros x 3 mediciones x 10 sitios de muestreo = 150 mediciones), para los parámetros nitritos (NO_2), ortofosfatos (PO_4), fósforo total (PT), transparencia (VDS) y temperatura del aire (T° Aire); la transparencia se obtuvo con un disco de Secchi y los análisis en laboratorio de nitritos, ortofosfatos y fósforo total mediante fotometría (APHA, 1998).

También se colectaron muestras en las tres repeticiones por sitio que se mezclaron para la elaboración de una muestra compuesta, y se obtuvo una medición por sitio de muestreo. Estas muestras compuestas se usaron para el análisis de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO), dureza, alcalinidad y sólidos suspendidos totales (SST), en agua (5 parámetros x 10 sitios = 50 mediciones). En la repetición del centro de cada sitio se tomó muestras únicas de agua (1 parámetros x 10 sitios de muestreo = 10

mediciones) para determinar coliformes fecales (CF) de acuerdo con EPA (2006) (Tabla 1).

Tabla 1 Parámetros físicos, químicos y microbiológicos medidos en la columna de agua en el humedal fluvial Chaschoc.

Medición	Parámetros	Determinación	Tipo de muestra
In situ	Temperatura del agua (°C)	sonda	●
	Profundidad (m)	sonda	●
	pH	sonda	●
	POR (mV)	sonda	●
	CE (μS/cm)	sonda	●
	SDT (mg/L)	sonda	●
	SOD (%)	sonda	●
	OD (mg/L)	sonda	●
	Turbiedad (UNT)	sonda	●
	NH ₄ (mg/L)	sonda	●
	NO ₃ (mg/L)	sonda	●
	Cl-a (μg/L)	sonda	●
	Transparencia (m)	Disco de Secchi	●
	Temperatura del aire (°C)	Termómetro	●
Laboratorio	NO ₂ (mg/L)	Fotómetro	●
	Ortofosfatos (mg/L)	Fotómetro	●
	PT (mg/L)	Fotómetro	●
	DBO ₅ (mg/L)	Analítico	■
	DQO (mg/L)	Analítico	■
	SST (mg/L)	Analítico	■
	CF (NMP/100ml)	Analítico	▼

●Muestra única en cada repetición, ■Muestra compuesta, ▼Muestra única en repetición del centro.

En el humedal fluvial Maluco, los muestreos se efectuaron en dos sitios. El primero sitio se ubicó en la Laguna Maluco (18° 05'24.49"N, 92° 45'34.30"O) y el segundo en el Río Grijalva (18° 05'22.47"N, 92° 45'10.45"O), a la altura del poblado Aztlán segunda sección. En un ciclo anual de inundación se realizaron seis muestreos, cada dos meses durante dos años (2004 y 2005), lo cual sumó un total de 24 muestras.

En cada sitio se midió *in situ* la profundidad. Las muestras de agua se obtuvieron de una profundidad media con una botella Van Dorn y se conservaron en 4 °C

para el análisis en laboratorio de nitritos (NO_2), nitratos (NO_3), amonio (NH_4), ortofosfatos (PO_4), fósforo total (PT) y clorofila-a.

En el laboratorio con las técnicas descritas por APHA (1992), los NO_2 se analizaron por el método de alfa naftil-etilen-diamino-dihidrocloro, los NO_3 con brucina y NH_4 fue analizado a través de la formación del azul de indofenol. El PT fue digerido con persulfato de potasio y los PO_4 se determinaron con molibdato de amonio. La biomasa algal fue evaluada por medio de los contenidos de clorofila a, los cuales se analizaron con acetona, según la técnica descrita por SCOR-UNESCO (1966).

Análisis de datos. Para el humedal Chaschoc, la variación espacial y temporal de las características físicas, químicas y microbiológicas de agua y de la hidrodinámica se estimó mediante el análisis de varianza (Legendre y Legendre, 2000), previo análisis de los supuestos de distribución normal (Shapiro-Wilk; $p < 0.05$) y heterogeneidad en sus varianzas (Bartlett; $p < 0.05$) de acuerdo con Zar (1999) y Legendre y Legendre (2000). Los resultados fueron significativos con una $p < 0.05$. En estos análisis estadísticos se empleó el programa JMP v10 (SAS Institute, 2012).

La selección de variables explicativas del sistema se realizó a través de análisis de componentes principales (ACP). La evaluación multivariada inició con la estandarización de los valores para eliminar la influencia de las diferentes unidades de medida y obtener datos adimensionales (Legendre & Legendre 2000; Liu et al., 2003; Vieira et al., 2012). También, las variables fisicoquímicas y biológicas seleccionadas y la interpretación de la variabilidad ambiental del agua se comparó entre los sitios con diferentes grados de energía (río, canal, laguna).

Para el humedal Maluco, la fluctuación intra-anual esperada de las variables fisicoquímicas fue analizada a través de un ACP con datos estandarizados, previa comprobación de los supuestos de colinealidad y multicolinealidad mediante el coeficientes de correlación, el determinante de la matriz, la prueba de esfericidad de Barlett y la prueba Kaiser-Meyer-Olkin, obtenidos con el programa IBM SPSS Statistics v24 (IBM Corp, Armonk, NY, USA). Además, se aplicó la prueba de perfil

de similitud (SIMPROF; Clarke & Gorley 2006) para determinar diferencias significativas entre los posibles grupos obtenidos en el ACP esta rutina se aplicó con el programa PRIMER v 6.1.6.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

Estructura de la tesis.

La tesis se estructuró en cinco capítulos. Los resultados incluyeron tres artículos publicados o en proceso de revisión. El primero se integró en el capítulo II, "*Relationship among physicochemical conditions, chlorophyll-a concentration, and water level in a tropical river-floodplain system*". El segundo manuscrito correspondió con el capítulo III, "*Variabilidad espacial de clorofila-a y variables abióticas en un sistema río-llanura de inundación durante diferentes condiciones de nivel del agua en la cuenca del río Usumacinta*" y el tercer manuscrito se incluyó en el capítulo IV, "*Intra-annual variation of Chlorophyll-a and inorganic nutrients in a hydraulically perturbed wetland in the floodplain of the Grijalva river basin*". Estos manuscritos se desarrollaron para comprobar si la variabilidad en las condiciones de nivel del agua explica los procesos fisicoquímicos y de producción de biomasa de fitoplancton en el gradiente ambiental río-llanura de inundación y en función del grado de conexión hidráulica.

En el capítulo II, "**Relationship among physicochemical conditions, chlorophyll-a concentration, and water level in a tropical river-floodplain system**" se analizó la variación intra-anual de 14 variables relacionadas con el enriquecimiento de nutrientes inorgánicos, descomposición de la materia orgánica, atenuación de la luz y producción de biomasa de fitoplancton en cuatro condiciones de nivel del agua para probar si en función de la marca fluctuación del agua en río Usumacinta la variabilidad de la clorofila-a y variables fisicoquímicas estaba relacionada con al menos un proceso dominante durante cada condición de nivel. En este manuscrito destacó que la inundación recurrente de la llanura de inundación por el río Usumacinta permite el desarrollo de los procesos producción de biomasa de fitoplancton en la condición de nivel de agua bajo y reducción de atenuación de la luz en la condición de nivel de agua alto.

En el capítulo III "**Variabilidad espacial de clorofila-a y variables abióticas en un sistema río-llanura de inundación durante diferentes condiciones de nivel del agua en la cuenca del río Usumacinta**" se presenta la versión preliminar del manuscrito en el cual se continúa con el análisis de la variabilidad

intra-anual de factores bióticos y abióticos en un humedal fluvial en el río Usumacinta a través de la distribución espacial de factores clave, variables explicativas, fisicoquímicos y biológicos del agua en función de cuatro condiciones de nivel del agua por rasgos geomórficos (río, canal, laguna). El manuscrito partió de la variación intra-anual asociada a procesos de producción de biomasa de fitoplancton y atenuación de la luz detectada en el capítulo II, para su interpretación espacial en el gradiente espacial río-llanura de inundación y en función de la fluctuación del nivel del agua. La variación espacial entre rasgos geomórficos del gradiente río-llanura de inundación (río, canal y depresión) sólo resultó significativa para Z, VDS, Cl-a y TURB. Además, la laguna destacó como el rasgo geomórfico en el que se almacenan los nutrientes para ser asimilados por el fitoplancton y se expresan con altos niveles de biomasa en la condición de nivel bajo. Asimismo, el río sobresalió como la fuerza reguladora relacionada con la distribución intra-anual y por el aporte de sedimentos y fósforo al humedal en las condiciones de menor nivel de agua, aunque esta carga de sedimentos disminuye en las condiciones de nivel alto e inundación. Este manuscrito provee una aproximación a la importancia de la conexión hidráulica entre el río y la llanura de inundación y de la sucesión intra-anual de las condiciones extrema de nivel del agua en el sistema.

En el capítulo IV “Intra-annual variation of Chlorophyll-a and inorganic nutrients in a hydraulically perturbed wetland in the floodplain of the Grijalva river basin” fue analizada si la falta de conexión hidráulica entre el río y la llanura de inundación, atribuida a un bordo construido entre estos dos rasgos geomórficos, afecta la distribución intra-anual de nutrientes nitrogenados, fosfatados y de la clorofila-a. A través de técnicas multivariadas se determinó fluctuaciones intra-anales similares en las concentraciones de Clorofila-a y nutrientes. Lo anterior se vinculó con que ninguno de los valores de profundidad sobrepasa la altura del terraplén construido entre el río y la llanura de inundación. La desconexión hidráulica fue relacionada con la hipereutrofización asociada con las concentraciones mayores de clorofila-a y fósforo total durante las seis condiciones de nivel y se dejan los antecedentes para realizar un análisis con

mayor precisión del grado desconexión hidráulica y su relación con la mínima variabilidad de los elementos bióticos y abióticos del agua en este humedal.

La discusión y conclusiones generales (capítulo V) incluye la integración de los resultados más relevantes y se enfocó en la importancia de la recurrencia estacional del ciclo de inundación como principal fuerza que determina las fluctuaciones intra-anales en nutrientes y biomasa del fitoplancton. Asimismo, destacó la función de las lagunas en la llanura de inundación como la principal zona en la que se desarrolla el proceso de biomasa de fitoplancton, principalmente en la conción del nivel de agua bajo.

Las figuras y las tablas fueron numeradas en forma consecutiva a través de todo el documento. Las referencias bibliográficas se incluyeron por cada capítulo.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

Literatura consultada.

- Aftabuddin M, Hassan M A, Das A K, Jha B C, Sharma A P. 2017. Effect of river connectivity on hydrochemistry, sediment enzyme activity and biotic communities of wetlands. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 20:140-150.
- Ahearn DS, Viers JH Mount JF, Dahlgren RA (2006) Priming the productivity pump: flood pulse driven trend in suspended algal biomass distribution across a restored floodplain. *Freshwater Biology* 51(8): 1417-1433.
- APHA. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th Ed. American Public Health Association, Washington, DC.1397 p
- Barba-Macías E, Carmona-Osalde C, Quiñones-Rodríguez L, Rodríguez-Serna M (2015) New records of cambarids (Crustacea: Cambaridae: Procambarus) from Grijalva-Usumacinta Basin, Tabasco. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86:620–628. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2015.04.036>
- Barba-Macías E, Trinidad-Ocaña C. 2017. Nuevos registros de la almeja asiática invasora *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Veneroida: Cyrenidae) en humedales de las cuencas Papaloapan, Grijalva y Usumacinta. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 88:450–453.
- Barba-Macías, E., Rangel-Mendoza, J., & Ramos-Reyes, R. (2006). Clasificación de los humedales de Tabasco mediante sistemas de información geográfica. *Universidad y Ciencia*, 22(2), 101-110.
- Barbour MT, Stribling JB, Karr JR (1995) Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. En: Davis WS, Simon TP (eds) *Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers, Boca Raton. 63-77 pp.
- Bayley, P.B. 1995. Understanding Large River-Floodplain Ecosystems. *BioScience* 45 (3): 153-158.
- Bortolini J C, Train S, Rodrigues L C. 2015. Extreme hydrological periods: effects on phytoplankton variability and persistence in a subtropical floodplain. *Hydrobiologia*, 763:223-236.
- Bouwman A F, Bierkens M F P, Griffioen J, Hefting M M, Middelburg J J, Middelkoop H, Slomp C P. 2013. Nutrient dynamics, transfer and retention along the aquatic continuum from land to ocean: towards integration of ecological and biogeochemical models. *Biogeosciences*, 10:1-23.
- Brinson MM. 1993. A hydrogeomorphic classification for wetland. Technical Report WRP-DE-4, U.S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, 101 pp
- Brito JGD, Alves LF, Espirito Santo HMV (2014) Seasonal and spatial variations in limnological conditions of a floodplain lake (lake Catalão) connected to both the Solimões and Negro Rivers, Central Amazonia. *Acta Amazon* 44(1):121–133. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-5967201400010001>
- Bunn S E, Arthington A H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30(4): 492-507.
- Capdepont-Ballina, J. L. y Marín-Olán, P. (2014). La economía de Tabasco y su impacto en el crecimiento urbano de la ciudad de Villahermosa (1960-2010). *LiminaR*, 12(1), 144-160.
- Carlson RE (1977) A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22(2): 361–369.
- Carvalho, P.; S. M. Thomaz & L. M. Bini. 2003. Effects of water level, abiotic and biotic factors on bacterioplankton abundance in lagoons of a tropical floodplain (Paraná River, Brazil). *Hydrobiologia* 510: 67–74.
- Castillo O, Arias-Montero C, Pérez M, Hernández Trejo H, López D, Martínez JL, Shimar E. 2014. Inventario florístico de la vegetación de humedales de Chaschoc, Emiliano Zapata, Tabasco, México. LXV Congreso Nacional de Botánica. 18 - 24 de octubre de 2014 - Salvador - Bahía - Brasil.

- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- CNA (2010) Situación de los recursos hídricos. Estadística del agua en México, Edición 2010. Subdirección General Técnica. Comisión Nacional del Agua- SEMARNAT. 249 pp.
- CNA (2015) Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales. Comisión Nacional del Agua. Disponible en: <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/Portada%20BANDAS.htm>
- Contreras-Espinoza F, Wagner BG (2004) Ecosystem characteristics and management wetlands in Mexico. *Hydrobiologia* 511: 233-245.
- Coffin, A. W. 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15: 396-406. DOI: 10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006
- Contreras-Espinoza F, Warner BG (2004) Ecosystem characteristics and management wetlands in Mexico. *Hydrobiologia* 511:233-245.
- Cummins K W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual reviews of entomology*. 18:183-206.
- De la Lanza GE, Alcocer-Durand J, Moreno-Ruiz JL, Hernández-Pulido S (2008) Análisis químico-biológico para determinar el estatus trófico de la laguna de Tres Palos, Guerrero, México. *Hidrobiológica* 18(1): 21-30.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2018. Acuerdo por el que se dan a conocer los resultados del estudio técnico de las aguas nacionales superficiales en las cuencas hidrológicas Lagartero, Yahauhita, Zacualpa, Papizaca, Presa La Concordia, Selegua, San Miguel, La Concordia, Aguacatenco, Aguzarca, San Pedro, Grande o Salinas, Presa La Angostura, Hondo, Tuxtla Gutiérrez, Suchiapa, Santo Domingo, Presa Chicoasén, Chicoasén, Encajonado, Cintalapa, Soyatenco, Alto Grijalva, De La Venta, Chapopote, Presa Nezahualcóyotl, Tzimbac, Zayula, Presa Peñitas, Paredón, Platanar, Mezcalapa, El Carrizal, Tabasquillo, Cunduacán, Samaria, Caxcuchapa, Basca, Yashijá, Shumulá, Puxcatán, Chacté, De los Plátanos, Tulijá, Macuxpana, Almendro, Chilapa, Tacotalpa, Chilapilla, De la Sierra, Pichucalco, Viejo Mezcalapa, Azul, Tzanconeja, Perlas, Comitán, Margaritas, Jatate, Ixcán, Chajul, Lacanjá, San Pedro, Laguna Miramar, Euseba, Caliente, Seco, Santo Domingo, Lacantún, San Pedro, Chixoy, Chocajah, Chacamax, Usumacinta, Grijalva, Palizada, San Pedro y San Pablo, Laguna del Este, Laguna de Términos, Mamatel, Cuman y Laguna del Pom y Atasta, pertenecientes a la Región Hidrológica número 30 Grijalva-Usumacinta. 2018, 10 de abril. Edición Matutina. Tercera sección, Poder Ejecutivo, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. available online at: <http://www.dof.gob.mx/index.php?year=2018&month=04&day=10> (downloaded January 10, 2011).
- Dynesius M, Nilsson C. 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third the world. *Science*, 266(5186):753-762.
- EPA. 2006. Distribution system indicators of drinking water quality. United States Environmental Protection Agency, Washington DC, 98pp.
- Esqueda-Lara K, Sánchez AJ, Valdés-Lagunes G, Salcedo MA, Franco-Torres AE, Florido R (2016) Phytoplankton in the tropical wetland Chaschoc in the low watershed of the Usumacinta River. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87:1177-1188. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.10.015>
- Filstrup C T, Downing J A. 2017. Relationship of chlorophyll to phosphorus and nitrogen in nutrient-rich lakes. *Inland waters*, 1-16.
- Freund JG, Petty JT. 2007. Response of fish and macroinvertebrate bioassessment indices to water chemistry in a mined Appalachian watershed. *Environmental Management* 39(5): 707-720.

- Guerra-Martínez V, Ochoa-Gaona S (2008) Evaluación del programa de manejo de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla en Tabasco, México. *Universidad y Ciencia*. 24(2): 135-146.
- Hamilton SK. 2010. Global change and river ecosystems: Biogeochemical implications of climate change for tropical rivers and floodplains. *Hydrobiologia* 657:19–35
- Hering D, Feld CK, Moog O, Ofenböck T (2006) Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566:311-324.
- Husson O. 2013. Redox potential (Eh) and pH as drivers of soil/plant/microorganism systems: a transdisciplinary overview pointing to integrative opportunities for agronomy. *Plant soli*, 362:389-417.
- INAFED. 2005. Enciclopedia de los municipios de México, Estado de Tabasco. Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal en coordinación con los Gobiernos de los Estados. Secretaría de Gobernación. Disponible en línea en: http://www.e-local.gob.mx/wb2/ELOCAL/EMM_tabasco (consultado el 22 de enero de 2009).
- INEGI 2014 Simulador de flujos de agua de cuencas hidrográficas, SIATL v2.2. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/SIATL/# (consultado: 15/08/2014)
- INEGI. 2009. Anuario estadístico de Tabasco 2009. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Gobierno del Estado de Tabasco. 533 p.
- INEGI. 2011. Censo de Población y Vivienda 2010. Consulta rápida. Disponible en línea en: <http://www.inegi.org.mx/sistemas/ResultadosR/CPV/Default.aspx?texto=villahermosa> (consultado el 17 de agosto de 2011).
- Irvine K N, O'Brien L, Ravenscroft N, Cooper N, Everard M, Fazey I, Reed M S, Kenter J O. 2016. Ecosystems services and the idea of shared values. *Ecosystem services*, 21:184-193.
- Jacobs AD, Kentula ME, Herlihy AT. 2010. Developing an index of wetland condition from ecological data: an example using HGM functional variables from the Nanticoke watershed, USA. *Ecological Indicators* 10(3): 703–712.
- James, R. T., Havens, K., Zhu, G., & Qin, B. (2009). Comparative analysis of nutrients, chlorophyll and transparency in two large shallow lakes (Lake Taihu, PR China and Lake Okeechobee, USA). *Hydrobiologia*, 627(1), 211-231.
- Jørgensen S E, Tundisi J G, Tundisi T M. 2013. Application of ecological models in management of aquatic inland ecosystems. In: Jørgensen S E, Tundisi J G, Tundisi T M. *Handbook of inland aquatic ecosystem management*. CRC Press Taylor & Francis Group.
- Junk WJ (2002) Long term environmental trends and the future of tropical wetlands. *Environmental Conservation* 29 (4): 414-435.
- Junk WJ, Brown M, Campbell IC, Finlayson M, Gopal B, Ramberg L, Warner BG (2006) The comparative biodiversity of seven globally important wetlands: a synthesis. *Aquatic Science* 68: 400-414.
- Junk, W.J. 1999. The flood pulse concept of large rivers: Learning from the tropics. *Archiv für Hydrobiologie*. 115: 261–280.
- Junk, W.J., P.B. Bayley & R.E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences*. 106: 110-127.
- Klemm DJ, Blocksom KA, Fulk FA, Herlihy AT, Hughes RM, Kaufmann PR, Peck DV, Stoddard JL, Thoeny WT (2003) Development and evaluation of a macroinvertebrate biotic integrity index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic Highlands streams. *Environmental Management* 31(5): 656–669.
- Kolb M, Galicia L. 2012. Challenging the linear forestation narrative in the Neo-tropic: regional patterns and processes of deforestation and regeneration in southern Mexico. *The Geographical Journal*. 178(2):147–161.

- Lázaro-Vázquez, A., M.M. Castillo, A. Jarquín-Sánchez, L. Carrillo & K.A. Capps. 2018. Temporal changes in the hydrology and nutrient concentrations of a large tropical river: Anthropogenic influence in the Lower Grijalva River, Mexico. *River Research and Applications* 34: 649–660. DOI: 10.1002/rra.3301
- Legendre, P. & L. Legendre. 2000. *Numerical Ecology*. 2nd Edition. Elsevier Science. Amsterdam. 853 p.
- Liu, C-W., Lin, K-H., Kuo, Y-M. 2003. Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *The Science of the Total Environment* 313 (2003) 77–89
- Macossay-Cortéz A, Sánchez AJ, Huidobro L, Florido R, Montalvo-Urgel H (2011) Historical and environmental distribution of ichthyofauna in the tropical wetland of Pantanos de Centla, southern Gulf of Mexico. *Acta Ichthyol Piscat* 41(3):229–245. <https://doi.org/10.3750/AIP2011.41.3.11>
- Mayora G., Devercelli, M., Giri, F. (2013). Spatial variability of chlorophyll-a and biotic variables in a river-floodplain system during different hydrological phases. *Hydrobiologia* 717:51-63
- McKinney, R. A., & Charpentier, M. A. (2009). Extent, properties, and landscape setting of geographically isolated wetlands in urban southern New England watersheds. *Wetlands ecology and management*, 17(4), 331-344.
- Mitsch WJ, Gosselink JG. 2000. *Wetlands*. John Wiley & Sons, Inc. 920 pp.
- Muñoz-Salinas, E., Castillo, M. 2015. Streamflow and sediment load assessment from 1950 to 2006 in the Usumacinta and Grijalva Rivers (Southern Mexico) and the influence of ENSO. *Catena* 127: 270-278. DOI:10.1016/j.catena.2015.01.007
- Novelo, A., Ramos, L. 2005. Vegetación acuática. In: Bueno, J., F. Álvarez & S. Santiago (editores). *Biodiversidad Del Estado de Tabasco*. Instituto de Biología. UNAM-CONABIO. México. pp. 111-144.
- Palomeque MA, Galindo A, Pérez E, Sánchez AJ, Escalona MJ. 2017. Modelos geomáticos con base en transición para el análisis espacial en Villahermosa, Tabasco. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 8(2):253-267.
- Poff N.L., Olden J.D., Merritt D.M. & Pepin D.M. (2007) Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104, 5732–5737.
- Poff NL (2002) Ecological response to and management of increased flooding caused by climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series A. Physical Sciences and Engineering* 360: 1497-1510.
- Poff NL, Allan D, Bain MB, Karr JR, Prestengard KL, Richter BD, Sparks RE, Stromberg JC. 1997. The natural flow regime. *BioScience* 47(11): 769-784
- Ramsar. 2006. *Manual de la Convención de Ramsar*. Guía a la Convención sobre los Humedales 4a. edición.
- Reiss KC (2006) Florida wetland condition index for depression forested wetlands. *Ecological Indicators* 6(2): 337–352.
- Roach K A, Winemiller K O, Davis III S E. 2014. Autochthonous production in shallow littoral zones of five floodplain rivers: effects of flow, turbidity and nutrients. *Freshwater Biology*, 59:1278–1293.
- Rodríguez, E., Ramos, A., & Romero, Z. (1997). Aplicación de un Índice de Calidad Acuática en cuerpos de agua de Tabasco, México.
- Rodríguez, R., E. 2002. *Las lagunas continentales de Tabasco*. 1ra. Edición Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Tabasco. 264 p.

- Roggeri H (1995) Tropical freshwater wetlands. A guide to current knowledge and sustainable management. Kluwer Academic Publishers. 349 pp.
- Salcedo MA, Sánchez AJ, de la Lanza G, Kamplicher C, Florido R (2012) Condición ecológica del humedal tropical Pantanos de Centla. 196-220. En: Sánchez AJ, Chiappa-Carrara X, Pérez B. Recursos Acuáticos Costeros del Sureste., CONCYTEY. 1096 pp.
- Sánchez A J, Barba E. 2005. Biodiversidad de Tabasco. En: Bueno S J, Álvarez F, Santiago S, (eds.). Biodiversidad del Estado de Tabasco. Instituto de Biología. UNAM-CONABIO. México. pp. 1-16
- Sánchez A J, Salcedo M A, Florido R, Armenta A, Rodríguez-Leal C, Galindo A E, Moguel E. 2007. Pantanos de Centla, un humedal costero tropical. En: De la Lanza G E. Comp. Las aguas interiores de México, conceptos y casos. AGT Editores. DF: 399-422.
- Sánchez A J, Salcedo M A, Florido R, Mendoza J D, Ruiz-Carrera V, Álvarez-Pliego N. 2015. Ciclos de inundación y conservación de servicios ambientales en la cuenca baja de los ríos Grijalva-Usumacinta. ContactoS. 97:5-14
- Sánchez AJ, Salcedo MA, Macossay-Cortez AA, Feria-Díaz Y, Vázquez L, Ovando N, Rosado L (2012a) Calidad ambiental de la laguna urbana la Pólvora en la cuenca del río Grijalva. Tecnología y Ciencias del Agua 3(3): 143-152.
- Sánchez AJ, Florido R, Salcedo MA, Ruiz-Carrera V, Montalvo-Urgel H, Raz-Guzman A (2012b) Macrofaunistic diversity in *Vallisneria americana* Michx. in a tropical wetland, southern Gulf of Mexico. En: Mahamane Ali (ed.) Diversity of ecosystems. InTech. Rijeka, Croatia: 1-26.
- SAS Institute. 2012. JMP Statistics and Graphics Guide. Version 10. SAS Institute Inc, North Carolina.
- SCOR-UNESCO. 1966. Determination of photosynthetic pigments in seawater. Monographs on Oceanographic Methodology. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris, 69 p.
- Sheela, A. M., Letha, J., & Joseph, S. (2011). Environmental status of a tropical lake system. Environmental monitoring and assessment, 180(1-4), 427-449.
- Shen Z, Niu J, Wang Y, Wang H, Zhao X. 2013. Distribution and transformation of nutrients in large-scale lakes and reservoirs. Springer. 190p.
- Smith V H. 2016. Effects of eutrophication on maximum algal biomass in lake and river ecosystems. Inland waters, 6:147-154.
- Souza-Filho EE (2009) Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. Brazilian Journal of Biology 69 (2): 707-716.
- Tapia-Silva FO, Contreras-Silva AI, Rosales-Arriaga ER. 2015. Hydrological characterization of the Usumacinta River Basin towards the preservation of environmental services. Int Arch Photogramm Remote Sens Spatial Inf Sci. XL-7/W3:1505–1509.
- Thiffault E, Webster K, Lafleur B, Wilson S, Mansuy N. 2017. Biophysical indicators based on spatial hierarchy for informing land reclamation: The case of the Lower Athabasca River (Alberta, Canada). Ecological indicators, 72:173-184.
- Thomaz SM, Bini LM, Bozelli RL (2007) Floods increase similarity among aquatic habitats in rivers-floodplain systems. Hydrobiologia 579:1–13.
- Tockner K, Malard F, Ward J V. 2000. An extension of the flood pulse concept. Hydrological processes. 14:2861-2883.
- Toledo, A. 2003. Ríos, costas, mares. Hacia un análisis integrado de las regiones hidrológicas de México. Instituto Nacional de Ecología. SEMARNAT. 1ra. Edición. México, D.F. 117 p.
- Trinidad-Ocaña C, Miranda-Vidal JF, Juárez-Flores J, Barba-Macías E. 2017. Distribución y densidad de moluscos invasores de la familia Thiaridae en diferentes ambientes dulceacuícolas de Tabasco, México. Hidrobiológica. 27(1): 59–68.

- Velázquez VG (1994) Los Recursos Hidráulicos del Estado de Tabasco Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Centro de Investigación de la División Académica de Ingeniería y Tecnología (Unidad Chontalpa). Villahermosa. Tabasco. México. 242 pp.
- Vieira, J. S., Pires, J. C. M., Martins, F. G., Vilar, V. J. P., Boaventura, R. A. R., Botelho, C. M. S. 2012. Surface Water Quality Assessment of Lis River Using Multivariate Statistical Methods. *Water Air Soil Pollut* 223:5549–5561 DOI 10.1007/s11270-012-1267-5
- Wantzen, K.M., W.J. Junk & K.O. Rothhaupt. 2008. An extension of the floodpulse concept (FPC) for lakes. *Hydrobiologia* 613: 151-170.
- Ward J V, Stanford J A. 1995. The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. *Regulated rivers research & management*. 10:159-168.
- Ward J V. 1989. The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems, *Journal of the North American Benthological Society* 8:2-8.
- West RC, Psuty NP, Thom BG (1987) Las tierras bajas de Tabasco, en el sureste de México. Gobierno del Estado de Tabasco, Villahermosa, 409 pp.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology. Lake and river ecosystems*. Academic Press, London, 1006p.
- Wohl E. 2017. Connectivity in rivers. *Progress in physical geography*. 41(3):345-362.
- Zar, H.J. 1999. *Biostatistical Analysis*. 4th Edition. Prentice Hall. New Jersey. 663 p.
- Zavala-Cruz, J., Castillo, O. 2002. Cambios de uso de la tierra en el Estado de Tabasco. In: Palma-López, D.J. & A.S. Triano (Editores) *Plan de Uso Sustentable de los Suelos de Tabasco*, Colegio de Postgraduados-ISPROTAB, Tabasco, 180 p.

CAPÍTULO II

**RELATIONSHIP AMONG PHYSICOCHEMICAL CONDITIONS,
CHLOROPHYLL-a CONCENTRATION, AND WATER LEVEL IN
A TROPICAL RIVER-FLOODPLAIN SYSTEM.**

La versión final de este artículo se publicó en el *International Journal of Environmental Science and Technology* y su consulta es a través de la siguiente dirección electrónica: <https://t.co/kEPGoXvVRU>



Relationship among physicochemical conditions, chlorophyll-*a* concentration, and water level in a tropical river–floodplain system

A. K. Cruz-Ramírez¹ · M. Á. Salcedo² · A. J. Sánchez² · E. Barba Macías³ · J. D. Mendoza Palacios⁴

Received: 23 January 2018 / Revised: 6 November 2018 / Accepted: 20 November 2018
© Islamic Azad University (IAU) 2018

Abstract

The free-flowing Usumacinta River maintains an average annual water-level fluctuation of 6.7 m. This study evaluated relationships between 14 physicochemical and biological variables and key factors in four water-level conditions in a river–floodplain system. The analysis incorporated intra-annual variation in all variables, with each selected in accordance with multiple statistical and physicochemical criteria. Possible correlations were examined as a function of various physicochemical and biological factors at each water level. Within the study area, defined by a temporal gradient in principal component 1, the yearly river overflow above the bankfull stage is characterized by water with a low level of total suspended solids. Data on riverine wetlands suggest that seasonal changes are key to determining intra- and inter-annual chlorophyll-*a* levels and water clarity. However, opposite trends are observed for high and low water-level conditions. Nutrient enrichment cannot be taken as the key physicochemical factor of water level, under either water-level conditions, due to the lack of a temporal gradient in principal component 2 and the high biochemical variability of nitrate and orthophosphate levels. In conclusion, the hypothesis was accepted for the production of phytoplankton biomass and light attenuation at low and high water levels, as both were dependent on intra-annual changes. The increases in chlorophyll-*a* related to the minimal variability at the lowest water level open the opportunity to gauge this relationship as a possible environmental predictor for river–floodplain systems.

Keywords Inorganic nutrients · Intra-annual variation · Lateral connectivity · Physicochemical processes · Usumacinta basin

Editorial responsibility: M. Abbaspour.

Electronic supplementary material The online version of this article (<https://doi.org/10.1007/s13762-018-2127-7>) contains supplementary material, which is available to authorized users.

✉ M. Á. Salcedo
mzalcedo@gmail.com

- ¹ Doctorado en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales. División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Villahermosa, Tabasco, México
- ² Diagnóstico y Manejo de Humedales Tropicales, División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5, Villahermosa, Tabasco, México
- ³ Manejo Sustentable de Cuencas y Zonas Costeras, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Villahermosa, Tabasco, México
- ⁴ Recursos Hídricos y Edáficos, División Académica de Ciencias Agropecuarias, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Villahermosa, Tabasco, México

Introduction

River–floodplain systems are ecologically valuable due to the hydrobiological interactions that take place among water level, biogeochemical cycles and biota distribution (Junk 2002). The structure and ecological functions of these ecosystems depend mainly on water-level fluctuations and the interconnections between rivers and their floodplains (Junk 2002; Sánchez et al. 2015a).

The free-flowing Usumacinta River boasts the fifth highest runoff amount into the Western Atlantic and feeds a reservoir that could potentially serve as the largest water reserve in Mexico (Wetzel 2001; CONAGUA 2011; Sánchez et al. 2015a). The Usumacinta is characterized by marked intra-annual variation in water level, which ranges from 11.5 to 18.2 m above mean sea level (Fig. 1), according to calculations based on data obtained from the Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS) government database (<https://app.conagua.gob.mx/bandas/>). A high biodiversity of phytoplankton and aquatic fauna has been



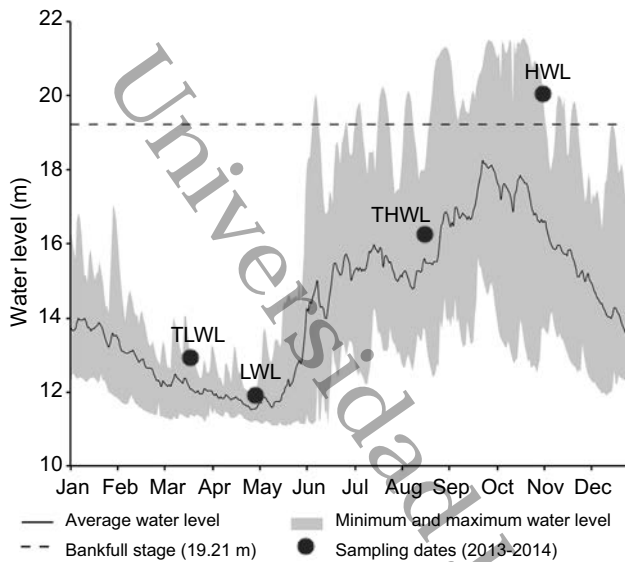


Fig. 1 Historical average of daily water level of the Usumacinta River (2003–2015) and sampling dates. THWL=transition to high water level, HWL=high water level, TLWL=transition to low water level, LWL=low water level

recorded throughout the Usumacinta river–floodplain (e.g., Macossay-Cortéz et al. 2011; Barba-Macías et al. 2015; Esqueda-Lara et al. 2016). However, invasive non-native species and changes in soil use and farming activities have been reported in the Usumacinta river–floodplain (Kolb and Galicia 2012; Sánchez et al. 2015b; Barba-Macías and Trinidad-Ocaña 2017).

Intra-annual water-level fluctuations in the Chaschoc River–floodplain system, measured during this study, allow it to be permanently connected to the Usumacinta River. In most river–floodplain systems that are surface hydraulically connected, like the Chaschoc and Usumacinta, intra-annual variations in water level are more significant than inter-annual variations (Junk 2002). Several reports related intra-annual physicochemical and biological variations in water level to various dominant abiotic and biotic processes in the aquatic environment. For example, during periods of water-level transition (defined by increasing or decreasing depth) and high water-level (when exceeding the bankfull stage) increases in inorganic nutrient levels, organic matter decomposition, and light attenuation have been reported to be due to processes caused by the spatial–temporal variability of the river–floodplain system (e.g., Peng and Effler 2013; Brito et al. 2014). By contrast, changes in the production of phytoplankton biomass have been reported by various authors as the dominant factor determining water level during periods of low water level in some river–floodplain systems (e.g., Brito et al. 2014; de Souza et al. 2017). Referencing the marked intra-annual water-level fluctuation observed in this study, the hypothesis held that variation in the chlorophyll-*a*,

physical, and chemical variables is related to at least one dominant process during each of the water-level conditions under consideration (low water level—LWL, transition to high water level—THWL, high water level—HWL, and transition to low water level—TLWL). To test this hypothesis, intra-annual variation in 14 variables related to inorganic nutrient enrichment (nitrogen and phosphate compounds), organic matter decomposition, light attenuation, and production of phytoplankton biomass was monitored under the four water-level conditions. This research was performed in the floodplain of the Usumacinta basin over a 1-year period (2013–2014).

Materials and methods

Study area

The Chaschoc River–floodplain system ($17^{\circ}50'04.7''$ – $17^{\circ}45'38.7''$ N, $91^{\circ}45'30.5''$ – $91^{\circ}42'25.8''$ W) is located 130 km upriver from the Usumacinta River mouth in the Southern Gulf of Mexico. At the LWL, permanent aquatic ecosystems occupy approximately 1212.44 ha. During periods of HWL, river overflow can result in a flooded area of up to 13,202.47 ha (Fig. 2). Average low and high water levels can differ by 4–10.2 m (Supplementary material).

Vegetation in the study area includes seasonally flooded forest and riparian vegetation dominated by eight species, as well as freely floating and floating-leaved macrophytes, each one represented by two species (Macossay-Cortéz et al. 2011). Submersed rooted macrophytes, common in other

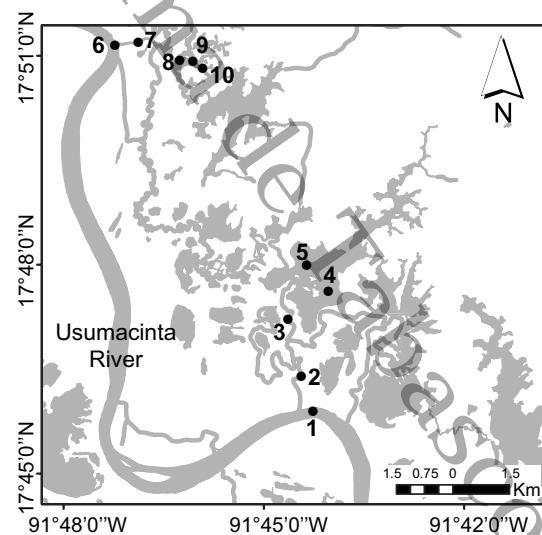


Fig. 2 Map of the Chaschoc River–floodplain system, filled circle=sampling sites

river–floodplain systems interconnected with the Usumacinta River, were absent (Macossay–Cortéz et al. 2011).

Sample collection

Analyses of intra-annual variation included 14 physical, chemical, and biological variables in the water of the Chaschoc River–floodplain system during each of four water-level conditions: THWL in August 2013, HWL in November 2013 when the Usumacinta River overflowed above the bankfull stage (Fig. 1), TLWL in March 2014 and LWL in May 2014. Water level (m) was measured only as a referential value for each of the four conditions (Supplementary material).

Ten sampling sites were established in the river–floodplain of the Chaschoc (Fig. 2), with three replica samples acquired per site, for each of the four water-level conditions. Water temperature (WT) in °C, electrical conductivity (EC) in $\mu\text{S cm}^{-1}$, turbidity (Turb) in NTU, Secchi disk depth (SD) in m, pH, concentrations (mg L^{-1}) of ammonium (NH_4), nitrate (NO_3), nitrite (NO_2), orthophosphate (PO_4), and total phosphorus (TP), Chl-*a* in $\mu\text{g L}^{-1}$ and the percent dissolved oxygen saturation (DO Sat) were recorded at the mid-water level at each site. Biochemical oxygen demand (BOD_5) in mg L^{-1} and chemical oxygen demand (COD) in mg L^{-1} were estimated for samples composed of sub-samples obtained from the three replicas at each site. Each variable was quantified in accordance with the methods of APHA (1998) and USEPA (1971), totaling 1520 records.

Statistical analyses

Data analysis consisted of four steps: (1) determine intra-annual variation of each variable, (2) initially select variables based on statistical and physicochemical criteria, (3) refine variable selection to group them by water-level condition and interpret the key factors in the water column, and (4) integrate variables based on physicochemical and biological factors under each water-level condition. Intra-annual variation in the variables was estimated based on mean water levels calculated from each of the three replicate data sets acquired at each sampling site, and on single data points for Chl-*a* and other physical and chemical variables obtained from composite samples (mixed replicates from each site) (Supplementary material). The data did not show a normal distribution (Shapiro–Wilk; $p < 0.05$) or homogeneity of variance (Bartlett; $p < 0.05$). Therefore, analyses were performed using nonparametric tests (Wilcoxon; $p < 0.05$). Initial selection of the physicochemical variables and of Chl-*a* was carried out with Spearman's nonparametric correlation test ($p < 0.05$) to eliminate redundant variables.

Subsequently, six additional physicochemical variables were eliminated based on their environmental effects. For the second variable selection step, principal components analysis (PCA) was applied to the values of each standardized variable (*z*-value), based on a correlation coefficient matrix, to determine the intra-annual distribution in the eight remaining variables for each of the four water-level conditions. For simplification, principal components (PCs) with eigenvalues less than unity were eliminated from the PCA (Legendre and Legendre 2000), and variables with absolute eigenvector values greater than 0.4 were considered to have made significant contributions to the PCs (Weilhoefer et al. 2008). Finally, the physicochemical and biological variables that were significant for each PC were grouped by water-level condition and taken as key factors in the water column contributing to a corresponding process. The inorganic nutrient enrichment, organic matter decomposition, light attenuation, and production of phytoplankton biomass were initially the corresponding processes considered. Statistical analyses were carried out using JMP software (ver. 10.0; SAS Institute, Cary, NC, USA).

Results and discussion

Chl-*a* levels and all other chemical and physical variables differed significantly among the four water-level conditions during the study period (Wilcoxon, all $p < 0.05$; see Supplementary material). These results can be explained by changes in water levels in river–floodplain systems and natural intra-annual variation therein (Mayora et al. 2013; Tubatsi et al. 2014). Water levels of the Chaschoc have historically exceeded those of the bankfull stage (Fig. 1). The average difference between the LWL and HWL water levels in the Chaschoc River–floodplain system, of 6.2 m (Supplementary material), favors lateral connectivity among areas that are seasonally inundated. Similar fluctuations in Chl-*a* levels and other physicochemical variables have been reported in other hydraulically non-perturbed river–floodplain systems (Zalocar de Domitrovic 2003; Townsend 2006; Mayora et al. 2013).

The TP and Turb data were omitted from the analysis due to their correlation with PO_4 levels ($p \leq 0.008$); this relationship has been frequently reported in other wetlands (Liu et al. 2016). Four of the twelve remaining included variables were also removed, where for example intra-annual variations in pH, EC and WT, as well as low concentrations of NO_2 (Supplementary material), were not associated with significant changes in the physical or chemical condition of the water. Indeed, the annual ranges of pH, EC and WT were within the limits of slightly alkaline, limnetic and tropical



Table 1 Eigenvectors, eigenvalues and variance in principal components analysis

Variable	PC1	PC2	PC3
COD	0.446	0.092	0.000
BOD ₅	0.101	0.055	0.645
SD	-0.437	0.053	0.354
NH ₄	0.099	0.320	-0.616
NO ₃	-0.121	0.675	0.140
PO ₄	-0.359	0.453	0.098
DO Sat	0.473	-0.445	0.067
Chl- <i>a</i>	0.471	0.159	0.213
Eigenvalue	2.490	1.549	1.394
Explained variance (%)	31.1	19.4	17.4
Accumulated variance (%)	31.1	50.5	67.9

The eigenvectors highlighted in each component are in bold

waters. PCA was applied to the eight remaining variables (Table 1).

No variable was discarded during PCA. The first three PCs of the PCA were retained because they had an eigenvalue greater than 1 significant variation (χ^2 ; $p < 0.0001$), and explained 67.9% of the variance in the data (Table 1). DO, Sat, Chl-*a*, and COD were positively associated with the first component, while SD was negatively associated. The second component was defined positively by NO₃ and PO₄, but negatively by DO Sat. The third component showed a positive relationship with BOD₅ and a negative relationship with NH₄ (Table 1).

The four water-level conditions were interpreted according to the first three PCs. LWL group was mainly explained by PC1 (Fig. 3). This water-level condition included the maximum values of DO Sat ($\geq 137\%$) with 30% of the Chl-*a*

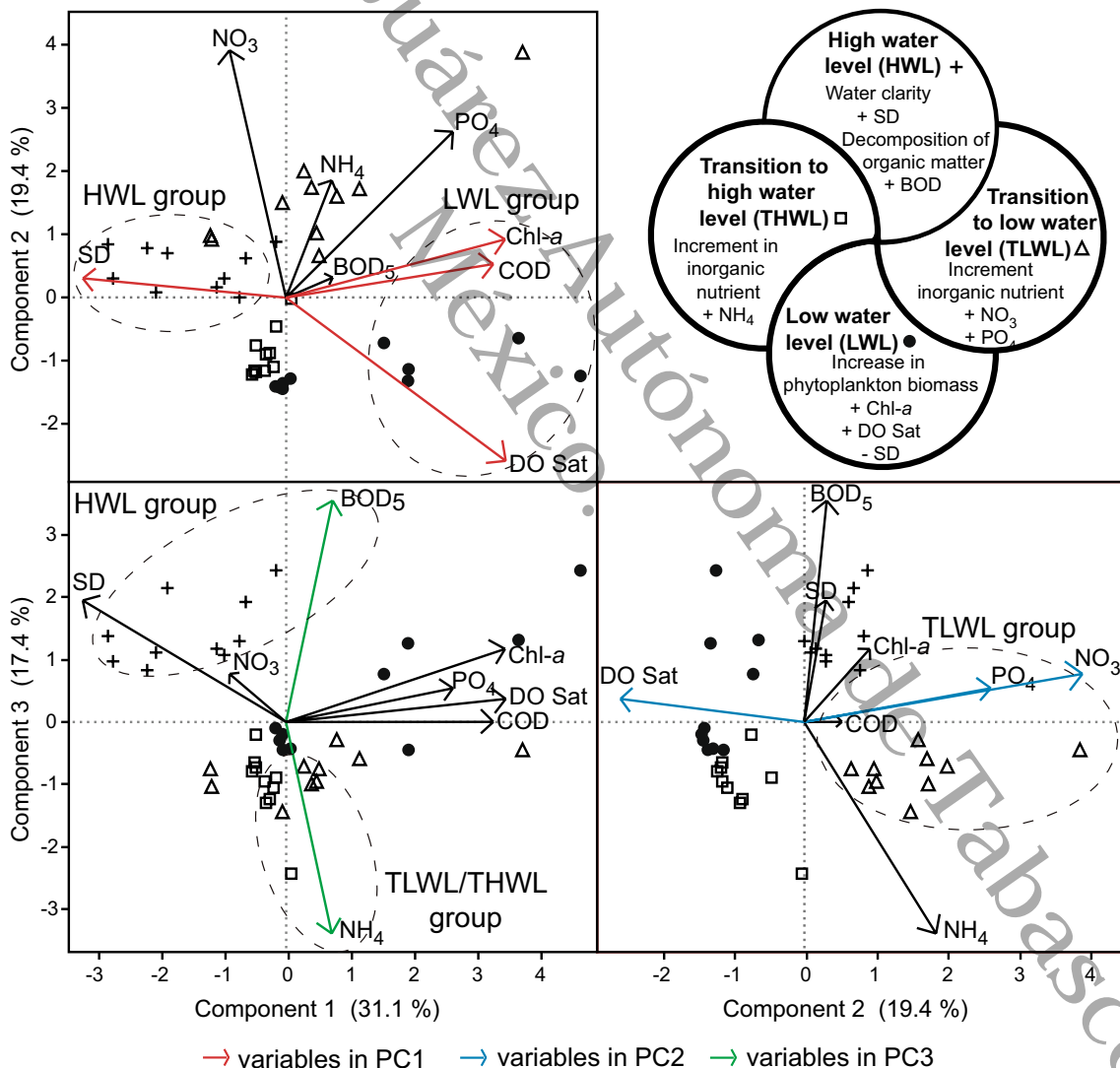


Fig. 3 PCA bi-plots (variables and samples) and conceptual diagram of the variability in Chl-*a* and physical and chemical variables as a function of the intra-annual water level in the Chaschoc River–floodplain system

values $> 25 \mu\text{g L}^{-1}$ and 70% of the COD values being greater than 20 mg L^{-1} ; this coincides with the minimum values of SD ($< 0.3 \text{ m}$). Chl-*a* values greater than $25 \mu\text{g L}^{-1}$ indicate hypereutrophized environments according to OECD (1982). Moreover, Chl-*a* levels under LWL conditions were $45.1 \mu\text{g L}^{-1}$ greater than under THWL conditions, while DO Sat and COD were 256% and 91 mg L^{-1} greater under HWL conditions, respectively. Moreover, SD values were 1.3 m lower relative to HWL conditions. The distribution of these four variables and the samples along the PC1 axis help explain a temporal gradient with increases in Chl-*a* levels and decreasing water clarity among the four water-level conditions.

TLWL group was mainly explained by PC2 (Fig. 3). For TLWL, all NO_3 values, and 40% of the PO_4 values, were greater than 1 mg L^{-1} and 0.31 mg L^{-1} , respectively. DO Sat values ($\leq 110\%$) were lower than those for LWL. In addition, PC3 showed a slight difference (0.35 mg L^{-1}) in NH_4 levels between TLWL and HWL (Fig. 3). Thus, the distribution of nutrients and samples along the PC2 and PC3 axes indicated enrichment, which helps explain the water conditions at TLWL.

THWL group was partially explained by PC3 (Fig. 3), where the NH_4 concentration (0.49 mg L^{-1}) was slightly greater than for both the HWL and LWL conditions. However, the increase in NH_4 levels was not large enough to be interpreted as nutrient enrichment.

For HWL group, the maximum SD and BOD_5 values (Supplementary material) could be explained by the PC1 and PC3 axes, respectively (Fig. 3). For HWL, SD was 1.5 m greater than the value for LWL, and BOD_5 was 11.6 mg L^{-1} higher than for THWL. Therefore, water clarity and organic matter degradation were key factors for HWL.

The increase in Chl-*a* levels was recorded under LWL conditions in the Chaschoc points to the possibility of correlating phytoplankton assimilation with the availability of inorganic nutrients (e.g., Shuhaimi-Othman et al. 2007; Wang et al. 2018). Nutrient input in the study area may be from runoff during TLWL. High Chl-*a* levels have been frequently reported under LWL conditions in river–floodplain systems (Mayora et al. 2013; Brito et al. 2014; Roach et al. 2014). However, increases in Chl-*a* levels are particularly noticeable when both physicochemical variability and phytoplankton dynamics show an association with marked fluctuations in water level (Townsend 2006; Zuijdggeest et al. 2016). This is because flood pulses favor organic matter decomposition, availability of phosphate compounds, and their assimilation by phytoplankton, the latter being characterized by high values of DO Sat and Chl-*a* at LWL (Tockner

et al. 2000; Townsend 2006; Weilhoefer et al. 2008; Wang et al. 2018). The yearly overflow of the Chaschoc above the bankfull stage (Fig. 1), which can increase water levels by up to 6.2 m, can be correlated with temporal gradients in Chl-*a* levels, as indicated by PC1. This implies that seasonal increases in Chl-*a* are key inter-annual factors determining water level. Moreover, both intra- and inter-annual variations in water level, which are related to increasing Chl-*a* levels during low-water periods, may be crucial for maintaining the ecological condition of the Chaschoc River–floodplain system. It is likely that water-level fluctuations help the ecosystem maintain its capacity to process excess inorganic nutrients and Chl-*a* through the activity of its biota. For example, high nutrient concentrations (NO_3 and PO_4) under TLWL result in high levels of Chl-*a* and, consequently, high values of DO Sat and minimum SD ($< 0.3 \text{ m}$) under LWL. These coincide with a high phytoplankton diversity, also recorded for LWL in the study area (Esqueda-Lara et al. 2016), which may be indicative of favorable ecological conditions. However, studies on the relationships between physicochemical processes and phytoplankton size (Palijan 2017) remain to be conducted for the Chaschoc River–floodplain system.

Increasing levels of inorganic nutrients (N and P) have also been linked with falling and rising water levels during both transition conditions (i.e., Brito et al. 2014). Under THWL and TLWL, maximum concentrations of NH_4 ($\leq 0.51 \text{ mg L}^{-1}$) remained low due to its fast oxidation, and therefore not associated with high values ($\geq 1 \text{ mg L}^{-1}$) recorded in other ecosystems (Peralta et al. 2014; de Wilde et al. 2015). The NO_3 and PO_4 concentrations observed for TLWL were greater than 1 mg L^{-1} and 0.310 mg L^{-1} , respectively, which are relatively high for aquatic ecosystems according to the OECD (1982) and Zhu et al. (2015). However, NO_3 and PO_4 concentrations often exhibit high variability within very short time frames under conditions of transitional water level. Such high variability is typically explained by interactions between hydrogeomorphic and biogeochemical processes (de Wilde et al. 2015). Therefore, the observed variability in NO_3 and PO_4 concentrations, and the lack of a gradient in PC2, indicates that nutrient enrichment in the Chaschoc River–floodplain system cannot be the dominant physicochemical process during transitions in water-level conditions.

Under HWL conditions, increases in SD and BOD_5 have been observed in other ecosystems (Tockner et al. 2000; Roach et al. 2014; Tubatsi et al. 2014; Zuijdggeest et al. 2016). The decomposition of organic matter has been correlated with water-level fluctuations and flooding, since organic matter in the floodplain can be transported very rapidly, but



generally requires more time to degrade. The increase in the SD gradient during the inundation of 11,990.03 ha in the Chaschoc River–floodplain system can be explained by a low monthly average sediment load from 1951 until 1980 in the Usumacinta River, which was at least 50% lower than its average value during water discharge (Muñoz-Salinas and Castillo 2015). This latter report is consistent with the low levels of total suspended solids ($< 37.5 \text{ mg L}^{-1}$; unpublished data) that were measured in the present study. Similar to increases in Chl-*a* levels, water clarity can be dependent on other intra- and inter-annual factors, since the Chaschoc system is fed with water containing low levels of total suspended solids and the bankfull stage is exceeded every year (Fig. 1). However, water clarity and increases in Chl-*a* levels were opposing key factors, as revealed by the same PCs but under extreme water-level conditions. The contrasting Chl-*a* conditions between the hypertrophic values ($> 25 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) at LWL and mesotrophic values ($4.9\text{--}7.9 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) at HWL (Supplementary material) highlight the possible relationship between this rise in production of phytoplankton biomass with the minimal short-term variability in water depth recorded by Tockner et al. (2000) during the LWL. Under a global warming scenario, the relationship between the production of phytoplankton biomass and the lowest water level in river–floodplain systems has been linked to the rise in surface water temperature, eutrophication, and cyanobacteria abundance (Jeppesen et al. 2015; Kraemer et al. 2017).

Conclusion

In the Chaschoc River–floodplain system, the production of phytoplankton biomass and light attenuation were interpreted with increases in Chl-*a* levels and water clarity under LWL and HWL conditions, respectively, as demonstrated by a temporal gradient in PC1. Historically, intra-annual variation has resulted in water levels exceeding the bankfull stage every year, where the water has low amounts of total suspended solids. Moreover, both key factors have been frequently reported in several floodplain ecosystems. In contrast, nutrient enrichment during both water-level transitions correlated with isolated observations of high NO_3 and PO_4 concentrations. These correlations were not linked to a historical background, although nutrient enrichment has been observed in other riverine wetlands. The inherent

hydrogeomorphic traits of individual ecosystems, combined with regional variations therein, result in pronounced physicochemical variation in the water column during transitional water-level stages versus under HWL or LWL conditions. The agreement with the minimal short-term variability in water level observed under LWL conditions and the increases in Chl-*a* levels as a key factor during the same water-level conditions for different riverine wetlands open the opportunity to gauge the relationship between the lowest water level and Chl-*a* as a possible environmental predictor of permanent hydraulic connected wetlands. The recurrence of this relationship in similar geomorphic river–floodplain systems located in regions with different climate patterns should be tested by a meta-analysis before it may be used as a predictor for anthropogenic ecological impacts, such as modifications of the hydraulic connectivity and climate change. The restriction at the lowest level will minimize the effect of the ample Chl-*a* variation, both on the intra- and inter-annual scales.

Acknowledgements The Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) and Tabasco State Government funded the research project with Grant Number TAB-2012-C-28-194316. Authors belong to RECORECOS net research. First author received a doctoral scholarship from CONACYT.

Compliance with ethical standards

Conflict of interest The authors declare that have no conflict of interest.

References

- APHA (1998) Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th edn. American Public Health Association, Washington
- Barba-Macías E, Trinidad-Ocaña C (2017) New records of the exotic Asian clam *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Veneroidea: Cyrenidae) in wetlands of Papaloapan, Grijalva and Usumacinta basins. *Rev Mex Biodivers* 88:450–453. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.10.021>
- Barba-Macías E, Carmona-Osalde C, Quiñones-Rodríguez L, Rodríguez-Serna M (2015) New records of cambarids (Crustacea: Cambaridae: *Procambarus*) from Grijalva–Usumacinta Basin, Tabasco. *Rev Mex Biodivers* 86:620–628. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2015.04.036>
- Brito JGD, Alves LF, Espirito Santo HMV (2014) Seasonal and spatial variations in limnological conditions of a floodplain lake



- (lake Catalão) connected to both the Solimões and Negro Rivers, Central Amazonia. *Acta Amazon* 44(1):121–133. <https://doi.org/10.1590/S0044-5967201400010001>
- CONAGUA (2011) Identificación de reservas potenciales de agua para el medio ambiente en México. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Ciudad de México
- de Souza BIL, Mannaerts CM, Fonseca SAC (2017) Seasonal variation of phytoplankton indicates small impacts of anthropic activities in a Brazilian Amazonian reserve. *Ecohydrol Hydrobiol* 17:217–226. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2017.04.001>
- de Wilde M, Puijalon S, Vallier F, Bornette G (2015) Physico-chemical consequences of water-level decreases in wetlands. *Wetlands* 35:683–694. <https://doi.org/10.1007/s13157-015-0658-y>
- Esqueda-Lara K, Sánchez AJ, Valdés-Lagunes G, Salcedo MA, Franco-Torres AE, Florido R (2016) Phytoplankton in the tropical wetland Chaschoc in the low watershed of the Usumacinta River. *Rev Mex Biodivers* 87:1177–1188. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.10.015>
- Jeppesen E, Brucet S, Naselli-Flores L, Papastergiadou E, Stefanidis K, Nøges T, Nøges P, Attayde JL, Zohary T, Coppens J, Bucak T, Menezes RF, Freitas FRS, Kernan M, Søndergaard M, Beklioglu M (2015) Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia* 750:201–227. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2169-x>
- Junk WJ (2002) Long-term environmental trends and the future of tropical wetlands. *Environ Conserv* 29(4):414–435. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000310>
- Kolb M, Galicia L (2012) Challenging the linear forestation narrative in the neo-tropic: regional patterns and processes of deforestation and regeneration in southern Mexico. *Geogr J* 178(2):147–161. <https://doi.org/10.1111/j.1475-4959.2011.00431.x>
- Kraemer BM, Mehner T, Adrian R (2017) Reconciling the opposing effects of warming on phytoplankton biomass in 188 large lakes. *Sci Rep* 7:10762. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11167-3>
- Legendre P, Legendre L (2000) Numerical ecology. Elsevier Science, Amsterdam
- Liu X, Teubner K, Chen Y (2016) Water quality characteristics of Poyang Lake, China, in response to changes in the water level. *Hydrol Res* 47(S1):238–248. <https://doi.org/10.2166/nh.2016.209>
- Macossay-Cortéz A, Sánchez AJ, Huidobro L, Florido R, Montalvo-Urgel H (2011) Historical and environmental distribution of ichthyofauna in the tropical wetland of Pantanos de Centla, southern Gulf of Mexico. *Acta Ichthyol Piscat* 41(3):229–245. <https://doi.org/10.3750/AIP2011.41.3.11>
- Mayora G, Devercelli M, Giri F (2013) Spatial variability of chlorophyll-*a* and abiotic variables in a river–floodplain system during different hydrological phases. *Hydrobiologia* 717(1):51–63. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1566-x>
- Muñoz-Salinas E, Castillo M (2015) Streamflow and sediment load assessment from 1950 to 2006 in the Usumacinta and Grijalva Rivers (Southern Mexico) and the influence of ENSO. *CATENA* 127:270–278. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.01.007>
- OECD (1982) Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Organisation for Economic Co-operation and Development Publications and Information Center, Washington
- Palijan G (2017) Short-term response of the phytoplankton size structure to flooding. *Inland Waters* 7(2):192–199. <https://doi.org/10.1080/20442041.2017.1325591>
- Peng F, Effler SW (2013) Light scattering and Secchi depth in an oligotrophic lake: insights from an individual particle analysis technique. *Inland Waters* 3:25–38. <https://doi.org/10.5268/IW-3.1.522>
- Peralta PL, Moreno-Casasola P, López RH (2014) Hydrophyte composition of dune lakes and its relationship to land-use and water physicochemistry in Veracruz, Mexico. *Mar Freshw Res* 65:312–326. <https://doi.org/10.1071/MF12295>
- Roach KA, Winemiller KO, Davis SE III (2014) Autochthonous production in shallow littoral zones of five floodplain rivers: effects of flow, turbidity and nutrients. *Freshw Biol* 59:1278–1293. <https://doi.org/10.1111/fwb.12347>
- Sánchez AJ, Salcedo MA, Florido R, Mendoza JD, Ruiz-Carrera V, Álvarez-Pliego N (2015a) Ciclos de inundación y conservación de servicios ambientales en la cuenca baja de los ríos Grijalva–Usumacinta. *ContactoS* 97:5–14
- Sánchez AJ, Florido R, Álvarez-Pliego N, Salcedo MA (2015b) Distribution of *Pterygoplichthys* spp. (Siluriformes: Loricariidae) in the low basin of the Grijalva–Usumacinta rivers. *Rev Mex Biodivers* 86(4):1099–1102. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2015.06.016>
- Shuhaimi-Othman M, Lim EC, Mushrifah LI (2007) Water quality changes in Chini Lake, Pahang, West Malaysia. *Environ Monit Assess* 131:279–292. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9475-3>
- Tockner K, Malard F, Ward JV (2000) An extension of the flood pulse concept. *Hydrol Process* 14:2861–2883. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17%3c2861:AID-HYP124%3e3.0.CO;2-F](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17%3c2861:AID-HYP124%3e3.0.CO;2-F)
- Townsend SA (2006) Hydraulic phases, persistent stratification, and phytoplankton in a tropical floodplain lake (Mary River, northern Australia). *Hydrobiologia* 556:163–179. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-0885-y>
- Tubatsi G, Bonyongo MC, Gondwe M (2014) Water quality dynamics in the Boro-Thamalakane-Boteti river system, northern Botswana. *Afr J Aquat Sci* 39(4):351–360. <https://doi.org/10.2989/16085914.2014.960791>
- USEPA (1971) Oxygen dissolved (membrane electrode) method 360.1. United States Environmental Protection Agency, Washington
- Wang Y, Hu Y, Yang C, Chen Y (2018) Effects of vegetation types on water-extracted soil organic matter (WSOM) from riparian wetland and its impacts on riverine water quality: implications for riparian wetland management. *Sci Total Environ* 628–629:1249–1257. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.061>
- Weilhoefer CL, Yangdong P, Eppard S (2008) The effects of river floodwaters on floodplain wetland water quality and diatom assemblages. *Wetlands* 28(2):473–486. <https://doi.org/10.1672/07-114.1>
- Wetzel RG (2001) Limnology. Lake and river ecosystems. Elsevier Academic Press, San Diego. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-02112-6>
- Zalocar de Domitrovic Y (2003) Effects of fluctuations in water level on phytoplankton development in three lakes of the Paraná river floodplain (Argentina). *Hydrobiologia* 510:175–193. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008643.50105.4b>



Zhu QD, Sun JH, Hua GF, Wang JH, Wang H (2015) Runoff characteristics and non-point source pollution analysis in the Taihu Lake Basin: a case study of the town of Xueyan, China. *Environ Sci Pollut Res* 22(19):15029–15036. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4709-y>

Zuijdggest A, Baumgartner S, Wehrli B (2016) Hysteresis effects in organic matter turnover in a tropical floodplain during a flood cycle. *Biogeochemistry* 131:49–63. <https://doi.org/10.1007/s10533-016-0263-z>

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.



CAPÍTULO III

VARIABILIDAD ESPACIAL DE CLOROFILA-*a* Y FACTORES ABIÓTICOS EN UN SISTEMA RÍO-LLANURA DE INUNDACIÓN DURANTE DIFERENTES CONDICIONES DE NIVEL DEL AGUA EN LA CUENCA DEL RÍO USUMACINTA.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

Variabilidad espacial de clorofila-a y factores abióticos en un sistema río-llanura de inundación durante diferentes condiciones de nivel del agua en la cuenca del río Usumacinta.

A. K. Cruz-Ramírez, M. Á. Salcedo, A. J. Sánchez, E. Barba-Macías, J. D. Mendoza-Palacios, J. R. Hernández.

RESUMEN

En el humedal fluvial Chaschoc asociado con el río Usumacinta la amplia variabilidad intra-anual en factores bióticos y abióticos del agua destacó con los procesos de producción de biomasa de fitoplancton y atenuación de la luz. La variación espacial entre rasgos geomórficos del gradiente río-llanura de inundación (río, canal y depresión) sólo resultó significativa para Z, VDS, Cl-a y TURB. Además, las lagunas apoyan la asimilación de nutrientes por acción del fitoplancton asociado con altos niveles de biomasa en la condición de nivel de agua bajo. Asimismo, el río sobresalió como fuerza reguladora de la distribución intra-anual y por el aporte de sedimentos y fósforo al humedal en las condiciones de menor nivel de agua y su disminución en las condiciones de nivel alto e inundación. Por lo anterior, destaca la interconexión hidráulica entre el río y la llanura de inundación y la sucesión intra-anual de las condiciones extremas de nivel del agua en el sistema para mantener la condición ambiental del humedal fluvial.

Introducción

El flujo hídrico natural en los sistemas río-llanura de inundación permite el intercambio de agua y nutrientes que se refleja en su heterogeneidad ecológica, temporal y espacial (Junk, 2002; Poff et al., 2010; Lininger & Latrubesse, 2016; Cruz-Ramírez et al., 2018). Además, estos ecosistemas acuáticos destacan por su alta riqueza de especies y su amplia gama de servicios ambientales, como el transporte y almacenamiento de nutrientes, autodepuración del agua, recarga de acuíferos, trampas de carbono, control de inundaciones, mantenimiento de la biodiversidad y provisión de hábitats (Junk et al., 2006; Keddy et al., 2009; Wantzen et al., 2008).

Las fluctuaciones en el nivel del agua pueden integrar el río y la llanura de inundación en una unidad dinámica, en la cual ocurre el intercambio biogeoquímico bidireccional ajustado por la intensidad, amplitud y frecuencia de los pulsos de inundación (Bayley, 1995; Poff, 1997; Mayora et al., 2013). Sin embargo, alteraciones en la hidrogeomorfología de estos sistemas puede afectar los procesos ecológicos en los ecosistemas que lo integran. Esta vulnerabilidad, promueve que los sistemas río-llanura de inundación sean prioritarios para su conservación, protección y restauración, por lo que es requerida información de su estructura y funciones para su manejo sustentable (Junk, 2002, Junk et al. 2006; Sánchez et al., 2015; Irvine et al., 2016).

La complejidad en los procesos biogeoquímicos y ecológicos que se observa en los sistemas río-llanura de inundación tropicales requiere de la caracterización y evaluación continua para apoyar su conservación y a reducir las presiones ambientales a las que están sometidos (Irvine et al., 2016). En este contexto, las lagunas en la llanura de inundación sobresalen como componentes fundamentales por el uso y recirculación de nutrientes y organismos (Park & Latrubesse 2017), que permiten la sucesión de procesos fisicoquímicos en función de la dinámica del nivel del agua y su conexión con el río (Li et al., 2019). Por lo anterior, el uso de variables explicativas en las geoformas que integran los humedales fluviales es relevante para determinar la dinámica intra-anual de los procesos fisicoquímicos y biológicos en el agua (Thiffault et al., 2017).

En este contexto, la amplia variabilidad intra-anual de factores bióticos y abióticos en el río Usumacinta permitió evaluar la distribución espacial de factores clave fisicoquímicos y biológicos del agua en función de cuatro condiciones de nivel del agua en un complejo de humedales en la cuenca baja del río Usumacinta. Lo anterior se efectuó mediante el análisis de la variación intra-anual y espacial de las variables asociadas a procesos de producción de biomasa de fitoplancton y atenuación de la luz (Cruz-Ramírez et al., 2018) en el gradiente espacial río-llanura de inundación y en función de la fluctuación del nivel del agua.

Materiales y métodos

Área de estudio. El río Usumacinta integra la cuenca Grijalva-Usumacinta considerada una de las mayores reservas hídricas de Latinoamérica (Sánchez y Barba, 2005; Barba et al. 2006). Además, este río destaca como el más caudaloso de México, con un caudal fluctúa en promedio de 746 a 4485 m³ s⁻¹ entre el flujo bajo y el alto (CNA, 2011) y registró un escurrimiento medio anual de 58,967.12 Mm³/año (DOF, 2018) y está caracterizado por una marcada variación intra-anual en el nivel del agua de 11.5 a 18.2 msnm (Cruz-Ramírez et al., 2018). El río Usumacinta no se ha represado, lo que le confiere una alta relevancia ecológica (Muñoz-Salinas y Castillo, 2015; Mendoza-Carranza et al. 2018).

Este estudio se desarrolló en un sistema río-llanura de inundación con 13,202.47 ha, que registró aproximadamente 1212.44 ha de ecosistemas acuáticos permanentes. Además, en la cuenca del río Usumacinta se han reportado especies no nativas invasoras y se ha incrementado el cambio de uso de suelo por actividades agropecuarias que ha modificado la geomorfología y el flujo hídrico (Kolb and Galicia 2012; Sánchez et al. 2015b; Tapia-Silva et al. 2015; Barba-Macías and Trinidad-Ocaña 2017; Trinidad-Ocaña et al. 2017). La vegetación en el área de estudio está constituida de fragmentos de selva mediana, selva baja inundable y vegetación riparia. Las macrofitas flotantes libres están representadas por *Eichornia crassipes* (Mart.) Solms y *Pistia stratiotes* L., mientras que las enraizadas por *Nymphaea ampla* L. y *Utricularia gibba* L. En el área de inundación temporal sobresale el cultivo de sorgo (INEGI 2015) y en la región se ha reportado el uso de fertilizantes nitrogenados, fosfatados y potasio (Espinosa-Flores et al. 2002).

Muestreo. Los valores de las variables fisicoquímicas y de clorofila-a se obtuvieron del muestreo en diez sitios distribuidos en el gradiente espacial del sistema río-llanura de inundación: dos sitios en el río (USU1 y USU2), dos en cada canal (CP1, CP2, CSI1 y CSI2) y dos en las depresiones (LCH1, LCH2, LG1 y LG2; Fig. 5). En cada sitio de muestreo se contó con tres repeticiones. Se ejecutaron cuatro muestreos de acuerdo con la variación esperada del nivel del agua: en las condiciones de transición a nivel alto (TNA, agosto 2013), de nivel

alto (NA, noviembre 2013), de transición a nivel bajo (TNB, marzo 2014) y de nivel bajo (NB, mayo 2014), de acuerdo con los niveles diarios promedio reportados para el río Usumacinta.

En cada repetición por sitio de muestreo se tomó muestras de agua y midió datos, a la profundidad media registrada. Las mediciones de saturación de oxígeno disuelto (SOD), turbiedad (TURB) y clorofila a (Cl-a) se midieron *in situ* con una sonda multiparamétrica YSI 6600 V2 (YSI incorporated) y de acuerdo con los métodos de APHA (1998) y EPA (2002). También, se midió la profundidad (Z) con una sonda de profundidad portátil PS-7 (marca Hondex) y la transparencia (VDS) con ayuda de un disco de Secchi.

Los contenidos de ortofosfatos (PO_4), amonio (NH_4) y nitratos (NO_3) se determinaron de muestras de agua analizadas con el fotómetro marca YSI 9500 y de acuerdo con APHA (1998). En el caso NH_4 y NO_3 se midieron por fotometría para las condiciones de TNA y NB. Mientras que, en las condiciones de FA y TFB las concentraciones de estos nutrientes nitrogenados se obtuvieron con la sonda YSI 6600 V2. La cuantificación de las variables resultó en 960 registros.

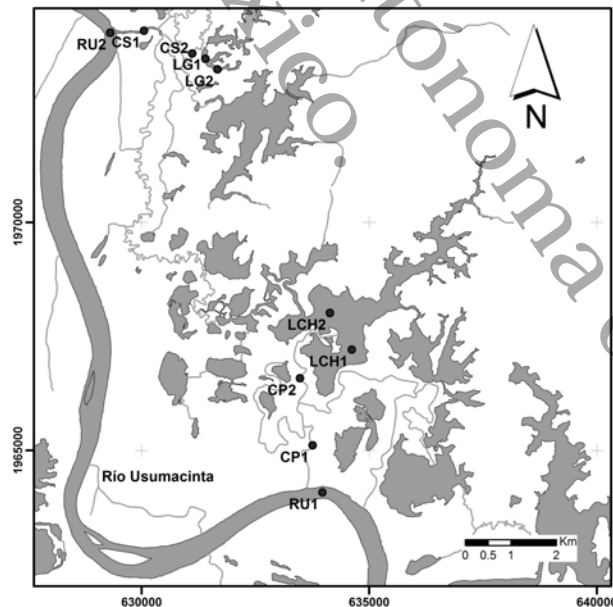


Figura 5 Ubicación geográfica del área de estudio. Círculos=sitios de muestreo.

Análisis de datos. Las variables que se incluyeron en estos análisis fueron seleccionadas mediante el análisis de la variación significativa intra-anual y espacial de las variables fisicoquímicas y clorofila-a del agua que se estimó a

través de la prueba no paramétrica de Wilcoxon con resultados significativos a partir de $p < 0.05$, de acuerdo con lo reportado por Cruz-Ramírez et al., (2018).

La selección de las variables explicativas del ecosistema se realizó a través de cuatro análisis de componentes principales (ACP): uno para explicar la relación de las variables ambientales que registraron variabilidad espacial significativa con las condiciones de nivel del agua; otros tres ACP, independientes por rasgo geomórfico (río, canal, laguna), se calcularon para explicar la relación de las variables ambientales que registraron variabilidad intra-anual significativa con las condiciones de nivel del agua, un ACP por cada rasgo geomórfico, para definir las variables clave que destacan en cada componente espacial del gradiente río-llanura de inundación. Los ACP se basaron en una matriz de correlaciones y las variables fueron estandarizadas, sustrayendo la media a los valores originales y dividiéndolos por la desviación estándar (Legendre and Legendre, 2000; Liu et al., 2003; Vieira et al., 2012). Después, las variables explicativas por cada ACP fueron seleccionadas en los componentes principales con valores propios > 1 de acuerdo al criterio Kaiser-Guttman (Legendre and Legendre, 2000) y las variables por componente principal se seleccionaron de acuerdo con su mayor relación con los ejes calculados y con valores de vector propio $> |0.40|$, que indica una contribución significativa al componente principal (Liu et al 2003; Shrestha and Kazama, 2007). Todos los análisis estadísticos fueron desarrollados con el programa JMP 10 (SAS Institute Inc., 2012).

Resultados

La variación espacial entre rasgos geomórficos del gradiente río-llanura de inundación (río, canal y depresión) sólo resultó significativa para Z, VDS, CI-a y TURB. En contraste, la variación intra-anual resultó significativa para las ocho variables analizadas (Cruz-Ramírez et al., 2018).

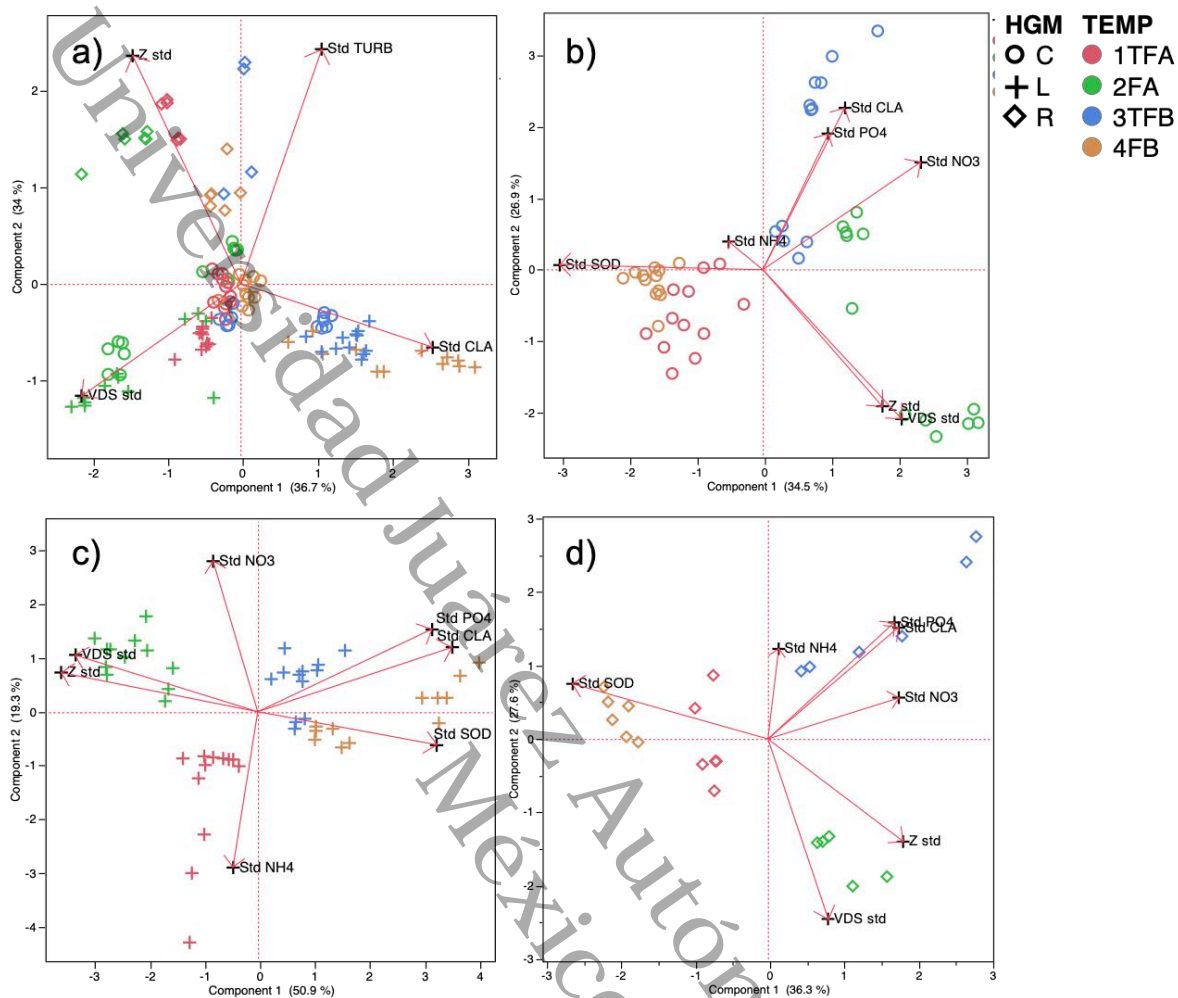


Figura 6 Análisis de componentes principales que explican la variabilidad espacial e intra-anual en el sistema río-llanura de inundación Chaschoc.

a) variables con diferencias espaciales. Distribución intra-anual de variables fisicoquímicas en los rasgos geomórficos b) canal, c) laguna y d) río Usumacinta.

En el ACP de variabilidad espacial (Fig. 6a) fueron seleccionados los primeros dos componentes principales (valores propios >1) y en conjunto explicaron 70.7% de la variación. Las variables explicativas seleccionadas fueron para el CP1 fueron Cla (0.675) con relación positiva, VDS (-0.563) con relación inversa y para el CP2 resultaron seleccionadas Z (0.649) y TURB (0.666), ambas con relación positiva al eje 2. La distribución de las muestras en el CP1 pueden explicar la variación intra-anual y en el CP2 se puede asociar con el gradiente espacial río-llanura de inundación. Lo anterior debido a que se observó en el eje 1 una distribución relacionada con las condiciones de nivel y en eje 2 la distribución de las muestras se asoció a los rasgos geomórficos.

De acuerdo con la distribución de las muestras asociadas al CP1, la laguna destacó con los valores mayores de Cl-a ($29-51 \mu\text{gL}^{-1}$) distribuidos en las condiciones de NB y TNB; mientras que la VDS varió de 0.1 a 0.2m en las mismas condiciones de nivel. En contraste, la VDS varió de 1.3 a 1.7m en la condición de NA y la Cl-a fluctuó de 5.6 a $8.7 \mu\text{gL}^{-1}$ para los rasgos canal y laguna. En función del CP2, se expresó un gradiente, independiente de la condición de nivel, de reducción de Z iniciando en el río, intermedio el canal y disminuyendo en la laguna. Para la TURB, los mayores valores (100-200 UNT) se registraron en el río en las condiciones de NB y TNB. En contraste, los menores registros de TURB (0-4 UNT) se detectaron en la laguna durante la condición de NA.

La variabilidad espacio-temporal fue expresada a través de un ACP por cada rasgo geomórfico (Figs. 6b-d). Para la depresión (laguna; Fig. 6c), las variables explicativas fueron elegidas de los primeros dos componentes (valor propio= 3.6 y 1.3, respectivamente) y estos componentes explicaron el 70.2% de la variación de los datos. En el CP1 (50.9%) fueron seleccionadas cinco variables: Cl-a (0.464), SOD (0.429) y PO_4 (0.417) con relación positiva al eje 1, mientras que Z (-0.470) y VDS (0.437) con relación negativa al CP1. En el CP2 (19.3%) la variable NH_4 (-0.616) se vinculó de forma inversa con el componente y NO_3 (0.573) de forma positiva. De acuerdo con la dispersión intra-anual de las muestras en la laguna, los mayores registros de Cl-a ($41-55 \mu\text{gL}^{-1}$), SOD (>200%) y PO_4 ($0.4-0.8 \text{mgL}^{-1}$) se obtuvieron en la condición NB. En la condición de NA estuvieron presentes los mayores registros de Z (5.2-6.4m) y de VDS (1.3-1.7m). Mientras que, el NH_4 ($1.27-3.12 \text{mgL}^{-1}$) se incrementó en la condición TNA y los registros más altos de NO_3 ($19-23 \text{mgL}^{-1}$) se obtuvieron en la condición de TNB.

En el canal (Fig. 6b), los primeros tres componentes fueron seleccionados (valores propios: 2.4, 1.9 y 1.1) y explicaron el 76.8% de la variabilidad. En el CP1 las variables seleccionadas NO_3 (0.472) y VDS (0.415) tuvieron relación positiva al eje 1, mientras que SOD (-0.607) se asoció de forma negativa. En el CP2, las variables explicativas Cl-a (0.516) y PO_4 (0.434) tuvieron relación positiva con el eje 2 y las variables VDS (-0.477) y Z (-0.437) se asociaron de forma inversa con el componente principal 2. Además, en el CP3 el NH_4 (0.874) se relacionó de

forma positiva y el PO_4 (-0.408) a la inversa con eje 3. En el canal, la distribución intra-anual de las variables explicativas en el CP1 indicó que las mayores concentraciones de NO_3 (9-17 mgL^{-1}) se registraron en la condición de NA, lo que coincidió con los mayores niveles de VDS (1.2-1.4m); mientras que la SOD fluctuó de 50 a 55% en esa misma condición de nivel. En contraste, para la condición de TNB sobresalieron los mayores contenidos de Cl-a (22-24 μgL^{-1}) y de PO_4 (0.3 mgL^{-1}) con características mínimas de Z (2-4m) y VDS (0.1-0.2m). Además, la condición de TNB destacó con los mayores registros de NO_3 (17-20 mgL^{-1}); mientras que los mayores registros de PO_4 (0.38-0.44 mgL^{-1}) se obtuvieron en NA. Para el río (Fig. 6d), los primeros tres componentes fueron seleccionados (2.5, 1.9 y 1.1) y explicaron el 79% de variabilidad. En CP1 (36.3%) destacó la relación inversa de SOD (-0.588) y la relación positiva con Z (0.408). En el CP2 (27.6%) fueron seleccionadas las variables PO_4 (0.406) con relación positiva al eje 2 y VDS (-0.630) con relación negativa al mismo eje. En el CP3 (15.2%) las variables NH_4 (0.833) y Z (0.433) se relacionaron de forma positiva con el eje 3 y fueron seleccionadas como variables explicativas. La distribución intra-anual de las variables explicativas en el río indicó que las mayores Z (22-25m) se refieren a NA y en esta condición de nivel se registraron los menores registros de SOD (63-79%). Mientras que, en TNB se obtuvieron los mayores registros de PO_4 (2.6-2.9 mgL^{-1}) con los menores valores de VDS (0.05-0.20m). Además, en NA las concentraciones de NH_4 (0.2-0.8 mgL^{-1}) fueron mayores y correspondieron con valores de Z de 19 a 23m.

Discusión

En los humedales fluviales la dinámica de los procesos fisicoquímicos y biológicos sucede en escalas espacial y temporal (Junk et al., 1989; Tockner et al., 2010), y estas pueden estar ajustadas por la hidrogeomorfología del ecosistema (Nilsson y Berggren, 2000; Finger et al., 2007). La amplia variación registrada en el sistema río-llanura de inundación Chaschoc puede explicarse por los cambios de nivel de agua en función de la variación intra-anual que genera el río (Mayora et al. 2013; Tubatsi et al. 2014). En este humedal se ha documentado que suceden

inundaciones periódicas que inundan el 100% de la llanura de inundación (Cruz-Ramírez et al., 2018).

La distribución de Z, VDS, Cl-a y TURB en el sistema muestra dos gradientes, uno de variación intra-anual y otro que se puede asociar al complejo río-canal-laguna. En este sentido, la laguna destacó como el sitio asociado a los procesos de producción de biomasa de fitoplancton y atenuación de la luz, principalmente en condiciones de nivel bajo de agua, y en función de la conexión activa del río con la llanura de inundación (Li et al., 2019). Lo anterior, sustenta a los ecosistemas acuáticos en la llanura de inundación como componentes fundamentales por el uso y recirculación de nutrientes y organismos en función de la conexión estacional con la red fluvial a la que están asociados (Park & Latrubesse 2017).

En contraste, el río destacó por factores físicos como el atenuación de la luz y transporte de fósforo las condiciones de NB y TNB. No obstante, se sugiere que el aporte de sólidos suspendidos del río a la llanura de inundación decrece durante la inundación. Las condiciones ambientales que generó el descenso del nivel del agua se pueden vincular con los efectos físicos del flujo hídrico, pues en el periodo de disminución del caudal del río se ha documentado el incremento de material suspendido por escorrentía (Ahearn *et al.* 2006, Thomaz *et al.* 2007). Además, este transporte de materia que proviene de la inundación previa puede vincularse con el incremento de NO_3 que permite el desarrollo de los procesos metabólicos de los productores primarios. La relación inversa SOD- NO_3 observada en canal, se puede vincular con la reducción de estos iones, condición que ayuda a precisar el incremento de nutrientes en la TNB y su asimilación en NB que se puede observar con el incremento en la Cl-a en la laguna y su relación directa con el los altos niveles de oxígeno.

En conclusión, el río se vinculó con la llanura de inundación como fuente importante de variación temporal que determina el funcionamiento ambiental de los humedales fluviales interconectados. En humedales fluviales conectados al río, como el humedal Chaschoc, la variabilidad de los componentes fisicoquímicos y biológicos del agua vinculada a la fluctuación intra-anual del nivel del agua determina procesos biogeoquímicos en cada condición de nivel y en los rasgos

geomórficos, principalmente en la lagunas dentro de la llanura de inundación, en las cuales se renuevan las condiciones ambientales del agua, como se observó con mayores niveles de producción de biomasa de fitoplancton en nivel de agua bajo.

Referencias

- Ahearn, D.S., J.H. Viers, J.F. Mount & R.A. Dahlgren. 2006. Priming the productivity pump: flood pulse driven trend in suspended algal biomass distribution across a restored floodplain. *Freshwater Biology* 51: 1417-1433.
- APHA .1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. (20nd ed). Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- Barba-Macías E, Trinidad-Ocaña C. 2017. Nuevos registros de la almeja asiática invasora *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Veneroida: Cyrenidae) en humedales de las cuencas Papaloapan, Grijalva y Usumacinta. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 88:450–453.
- Barba-Macías, E., Rangel-Mendoza, J., & Ramos-Reyes, R. (2006). Clasificación de los humedales de Tabasco mediante sistemas de información geográfica. *Universidad y Ciencia*, 22(2), 101-110.
- Bayley, P.B. 1995. Understanding Large River-Floodplain Ecosystems. *BioScience* 45 (3): 153-158.
- CNA. 2011. Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales. Comisión Nacional del Agua. Disponible en: <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/Portada%20BANDAS.htm>
- Cruz-Ramírez, A. K., Salcedo, M. A., Sánchez, A. J., Barba-Macías, E., Mendoza-Palacios, J. D. 2018. Relationship among physicochemical conditions, chlorophyll-a concentration, and water level in a tropical river-floodplain system. *International Journal of Environmental Science and Technology*. DOI: 10.1007/s13762-018-2127-7
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2018. Acuerdo por el que se dan a conocer los resultados del estudio técnico de las aguas nacionales superficiales en las cuencas hidrológicas Lagartero, Yahahuita, Zacualpa, Papizaca, Presa La Concordia, Selegua, San Miguel, La Concordia, Aguacatenco, Aguzarca, San Pedro, Grande o Salinas, Presa La Angostura, Hondo, Tuxtla Gutiérrez, Suchiapa, Santo Domingo, Presa Chicoasén, Chicoasén, Encajonado, Cintalapa, Soyatenco, Alto Grijalva, De La Venta, Chapopote, Presa Nezahualcóyotl, Tzimbac, Zayula, Presa Peñitas, Paredón, Platanar, Mezcalapa, El Carrizal, Tabasquillo, Cunduacán, Samaría, Caxcuchapa, Basca, Yashijá, Shumulá, Puxcatán, Chacté, De los Plátanos, Tulijá, Macuxpana, Almendro, Chilapa, Tacotalpa, Chilapilla, De la Sierra, Pichucalco, Viejo Mezcalapa, Azul, Tzanconeja, Perlas, Comitán, Margaritas, Jatate, Ixcán, Chajul, Lacanjá, San Pedro, Laguna Miramar, Euseba, Caliente, Seco, Santo Domingo, Lacantún, San Pedro, Chixoy, Chocaljah, Chacamax, Usumacinta, Grijalva, Palizada, San Pedro y San Pablo, Laguna del Este, Laguna de Términos, Mamatel, Cumpán y Laguna del Pom y Atasta, pertenecientes a la Región Hidrológica número 30 Grijalva-Usumacinta. 2018, 10 de abril. Edición Matutina. Tercera sección, Poder Ejecutivo, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. available online at: <http://www.dof.gob.mx/index.php?year=2018&month=04&day=10> (downloaded January 10, 2011)
- EPA. 2006. Distribution system indicators of drinking water quality. United States Environmental Protection Agency, Washington DC, 98pp.

- Espinosa-Flores J, Carrillo E, Palma-López DJ, Peña JJ, Salgado S. 2002. Eficiencia de la fertilización nitrogenada en sorgo con la técnica isotópica ^{15}N , en un Vertisol con drenaje subsuperficial [Efficiency of nitrogen fertilization in sorghum with the ^{15}N isotopic technique in a Vertisol with subsuperficial drainage]. *Terra Latinoamericana*. 20(2):129–139. Spanish.
- Finger, D., P. Bossard, M. Schmind, L. Jaun, B. Müller, D. Steiner, E. Schäffer, M. Zeh & A. Wüest. 2007. Effects of alpine hydropower operations on primary production in a downstream lake. *Aquatic Sciences* 69 (2): 240-256.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2015. Anuario estadístico y geográfico de Tabasco 2015. Ciudad de México (México): INEGI.
- Irvine K N, O'Brien L, Ravenscroft N, Cooper N, Everard M, Fazey I, Reed M S, Kenter J O. 2016. Ecosystems services and the idea of shared values. *Ecosystem services*, 21:184-193.
- Junk WJ (2002) Long term environmental trends and the future of tropical wetlands. *Environmental Conservation* 29 (4): 414-435.
- Junk WJ, Brown M, Campbell IC, Finlayson M, Gopal B, Ramberg L, Warner BG (2006) The comparative biodiversity of seven globally important wetlands: a synthesis. *Aquatic Science* 68: 400-414.
- Junk, W.J., P.B. Bayley & R.E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences*. 106: 110-127.
- Keddy P A, Fraser L H, Solomeshch A I, Junk W J, Campbell D R, Arroyo M T K, Alho C J R. 2009. Wet and Wonderful: The World's Largest Wetlands Are Conservation Priorities. *BioScience*. 59(1):39-51.
- Kolb M, Galicia L. 2012. Challenging the linear forestation narrative in the Neo-tropic: regional patterns and processes of deforestation and regeneration in southern Mexico. *The Geographical Journal*. 178(2):147–161.
- Legendre, P. & L. Legendre. 2000. *Numerical Ecology*. 2nd Edition. Elsevier Science. Amsterdam. 853 p.
- Li, Y., Zhang, Q., Cai, Y., Tan, Z., Wu, H., Liu, X., Yao, J. 2019. Hydrodynamic investigation of surface hydrological connectivity and its effects on the water quality of seasonal lakes: Insights from a complex floodplain setting (Poyang Lake, China). *Science of The Total Environment* 600:245-259. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.01.015
- Lininger, K. B., Latrubesse, E. M. 2016. Flooding hydrology and peak discharge attenuation along the middle Araguaia River in central Brazil. *Catena* 143:90-101.
- Liu, C-W., Lin, K-H., Kuo, Y-M. 2003. Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *The Science of the Total Environment* 313 (2003) 77–89
- Jones, J. A., F. J. Swanson, B. C. Wemple & K. U. Snyder. 2000. Effects of roads on hydrology, geomorphology and disturbance patches in stream networks. *Conservation Biology* 14 (1): 76-85. DOI:10.1046/j.1523-1739.2000.99083.x
- Mayora, G., Devercelli, M., Giri, F. 2013. Spatial variability of chlorophyll-a and abiotic variables in a river–floodplain system during different hydrological phases. *Hydrobiologia* 717(1):51–63. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1566-x>
- Mendoza-Carranza, M., Arévalo-Frías, W., Espinoza-Tenorio, A., Hernández-Lazo, C. C., Álvarez-Merino, A. M., Rodiles-Hernández, R. 2018. La importancia y diversidad de los recursos pesqueros del río Usumacinta, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 89 (Suplem. 2018): S131 - S146
- Muñoz-Salinas, E., Castillo, M. 2015. Streamflow and sediment load assessment from 1950 to 2006 in the Usumacinta and Grijalva Rivers (Southern Mexico) and the influence of ENSO. *Catena* 127: 270-278. DOI:10.1016/j.catena.2015.01.007

- Nilsson, C. & K. Berggren. 2000. Alterations of riparian ecosystem caused by river regulation. *BioScience* 50 (9): 783-792.
- Organization for Economic Co-operation and Development (OECD). 1982. Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Organization for Economic Co-operation and Development. Paris. 154 p.
- Park, E., Latrubesse, E. M. 2017. The hydro-geomorphologic complexity of the lower Amazon River floodplain and hydrological connectivity assessed by remote sensing and field control. *Remote Sensing of Environment* 198:321-332. DOI:10.1016/j.rse.2017.06.021
- Poff N L, Richter B D, Arthington A H, Bunn S E, Naiman R J, Kendy E, Acreman M, Apse C, Bledsoe B P, Freeman M C, Henriksen J, Jacobson R B, Kennen J G, Merritt D M, O’Keeffe J H, Olden J D, Rogers K, Tharme R E, Warner A. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater biology*. 55:194-205.
- Poff NL, Allan D, Bain MB, Karr JR, Presteggaard KL, Richter BD, Sparks RE Stromberg JC (1997) The natural flow regime. *BioScience* 47(11): 769-184.
- Sánchez A J, Salcedo M A, Florido R, Mendoza J D, Ruiz-Carrera V, Álvarez-Pliego N. 2015a. Ciclos de inundación y conservación de servicios ambientales en la cuenca baja de los ríos Grijalva-Usumacinta. *ContactoS*. 97:5-14
- Sánchez A.J. & E. Barba. 2005. Biodiversidad de Tabasco. In: Bueno S., J., F. Álvarez N. & S. Santiago (editores). Biodiversidad del Estado de Tabasco. Instituto de Biología. UNAM-CONABIO. México. pp. 1-16
- Sánchez AJ, Florido R, Álvarez-Pliego N, Salcedo MA. 2015b. Distribución de *Pterygoplichthys* spp. (Siluriformes: Loricariidae) en la Cuenca baja de los ríos Grijalva-Usumacinta. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86(4):1099–1102.
- SAS Institute Inc. (2012) Using JMP 10. Cary, North Carolina. SAS Institute Inc.
- Shrestha, S., & Kazama, F. 2007. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of the Fuji river basin, Japan. *Environmental Modelling & Software*, 22(4), 464–475.
- Tapia-Silva FO, Contreras-Silva AI, Rosales-Arriaga ER. 2015. Hydrological characterization of the Usumacinta River Basin towards the preservation of environmental services. *Int Arch Photogramm Remote Sens Spatial Inf Sci*. XL-7/W3:1505–1509.
- Thiffault E, Webster K, Lafleur B, Wilson S, Mansuy N. 2017. Biophysical indicators based on spatial hierarchy for informing land reclamation: The case of the Lower Athabasca River (Alberta, Canada). *Ecological indicators*, 72:173-184.
- Thomaz, S.M., L.M. Bini & R.L. Bozelli. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in rivers-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1–13.
- Tockner K, Pusch M, Borchardt D, Lorang M S. 2010. Multiple stressors in coupled river–floodplain ecosystems. *Freshwater biology*. 55(1):135-151.
- Trinidad-Ocaña C, Miranda-Vidal JF, Juárez-Flores J, Barba-Macías E. 2017. Distribución y densidad de moluscos invasores de la familia Thiaridae en diferentes ambientes dulceacuícolas de Tabasco, México. *Hidrobiológica*. 27(1): 59–68.
- Tubatsi, G., M. C. Bonyongo & M. Gondwe. 2014. Water quality dynamics in the Boro-Thamalakane-Boteti river system, northern Botswana. *African Journal of Aquatic Science* 39 (4): 351–360. DOI: 10.2989/16085914.2014.960791
- Vieira, J. S., Pires, J. C. M., Martins, F. G., Vilar, V. J. P., Boaventura, R. A. R., Botelho, C. M. S. 2012. Surface Water Quality Assessment of Lis River Using Multivariate Statistical Methods. *Water Air Soil Pollut* 223:5549–5561 DOI 10.1007/s11270-012-1267-5
- Wantzen, K.M., W.J. Junk & K.O. Rothhaupt. 2008. An extension of the floodpulse concept (FPC) for lakes. *Hydrobiologia* 613: 151-170.

CAPÍTULO IV

INTRA-ANNUAL VARIATION OF CHLOROPHYLL-*a* AND NUTRIENTS IN A HYDRAULICALLY PERTURBED WETLAND IN THE FLOODPLAIN OF THE GRIJALVA RIVER BASIN.

Este manuscrito se encuentra sometido y en revisión para su publicación en la revista Hidrobiológica, registrado con el número 745. Dirección electrónica de la revista: <https://hidrobiologica.izt.uam.mx/>

Intra-annual variation of chlorophyll-a and inorganic nutrients in a hydraulically perturbed wetland in the floodplain of the Grijalva river basin

Variación intra-anual de la clorofila-a y nutrientes en un humedal hidráulicamente perturbado en la planicie de inundación de la cuenca del río Grijalva

Allan K. Cruz-Ramírez¹, Miguel Ángel Salcedo², Alberto J. Sánchez², Nicolás Álvarez-Pliego² and Rosa Florido²

¹ Doctorado en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales, División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. ² Diagnóstico y Manejo de Humedales Tropicales, División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 0.5 km carretera Villahermosa-Cárdenas, Villahermosa, Tabasco, 86150. México
e-mail: alberthoj.sanchez@gmail.com

Resumen

La interconexión lateral en el humedal fluvial Maluco probablemente fue reducida por una carretera construida sobre una barrera natural, que incrementó su cauce lleno a 4.5 m sobre el nivel del mar. El objetivo de este estudio fue medir los valores de clorofila-a (Cla-a) y nutrientes en diferentes niveles de agua en un año hidrológico en el humedal fluvial Maluco. La profundidad relativa (Z), Cla-a, Nitritos, Nitratos, Amonio, y Fósforo total (PT) se midieron simultáneamente en seis tiempos durante el periodo de muestreo. Mediante técnicas multivariadas se probó, como hipótesis, que las diferencias esperadas de Cla-a y nutrientes relacionadas a la fluctuación intra-anual del nivel del agua no serán registradas. Esta hipótesis se sustentó en la posible disminución de la interconexión lateral por el efecto físico del terraplén. Ninguna variable fue descartada con el Análisis de Componentes Principales. Pero, la distribución intra-anual de las muestras resultó similar según la rutina de perfil de similitud ($p=0.149$). Coincidentemente: 1) más del 54% de los valores de Cla-a y PT indicaron condiciones hipereutróficas durante todo el año, y 2) ninguno de los valores de Z sobrepasó la altura del terraplén (4.5 msnm). Además, las concentraciones máximas de Cla-a y nutrientes nitrogenados se registraron en las mínimas profundidades. En conclusión, las concentraciones de Cla-a y nutrientes resultaron intra-anualmente similares. Esta similitud es relacionada a la desconexión entre el río Grijalva y la llanura de

inundación, ya que la inundación no sobrepasó la altura del terraplén durante todo el tiempo de muestreo. La tendencia de la exacerbación de Cla-a y PT, independiente a la escala intra-anual, abre la oportunidad de analizar el grado de conectividad hidráulica y volúmenes de intercambio asociados a los efectos independientes y combinados del terraplén, represamiento y escorrentía en un estudio a largo plazo.

Palabras Clave: Bordo, desconexión hidráulica, eutrofización, fragmentación, río Grijalva.

Introduction

The intra-annual distribution patterns of physicochemical water variables differ mainly between the low and high water level conditions in riverine wetlands, whose surface hydraulic interconnection maintains its natural flow (Brinson, 1993; Junk & Wantzen, 2004; Thomaz et al., 2007). In this way, the values of Chlorophyll a (Chl-a) and nutrients are influenced by the lateral interchange of water and temporal flooding, residence times and inputs of organic matter by runoff (Tubatsi et al., 2014; Fritz et al., 2018). For example, the increase of algal biomass has been frequently recorded during the low water level season (Brito et al., 2014; Roach et al., 2014; Cruz-Ramírez et al., 2018). Instead, its decrement has been recorded in conditions of the high water level (for example, Noe et al., 2013) since its fluctuation has been linked to the flood pulse that allow the dispersion of the planktonic community in areas with seasonal inundation (Junk & Wantzen, 2004; Noe et al., 2013). Moreover, the enrichment in nitrogen and phosphate nutrients has been indistinctly mentioned as the dominant abiotic processes that explain the spatial-temporal variability in the water level of the river–floodplain systems (for example, Brito et al., 2014; Tubatsi et al., 2014; Cruz-Ramírez et al., 2018).

However, the high variability of the concentrations of nutrients in short times regarding the inter-annual fluctuation of the water level can the enhance the eutrophication (Carbon, nitrogen, phosphorus), which in turn increase the Chl-a biomass (Dodds, 2007; Cruz-Ramírez et al., 2018). Additionally, wastewater discharges, diffuse input of agricultural nutrients, runoffs and hydraulic disconnection are other causes associated with the enhancement of nutrients in

fluvial wetlands (Cetin, 2009; Sharma et al., 2010; Sánchez et al., 2012; Jeppesen et al., 2015; Lázaro-Vázquez et al., 2018).

Frequently the hydraulic disconnection has been related to physical obstruction by infrastructure constructed for different purposes. The infrastructure built to store water or prevents floods as well as the urban sprawl has been the main anthropogenic causes that have impaired the natural variations in the water level in perturbed riverine wetlands (Poff et al., 2007). For instance, the reduction of the flow referential values, as well as changes to water quality in rivers was associated with a South Africa impoundment (Mantel et al., 2010). Moreover, the construction of roads and levees has caused hydraulic disconnection between the river and its flood area in USA rivers (Coffin, 2007; Blanton & Marcus, 2009), which in turn has originated a decrement of the natural variation of the water level linked to the increment of the concentration of nutrients and eutrophication (Jeppesen et al., 2015).

The Maluco riverine wetland was temporally interconnected with the Grijalva river until the early 80's, when its hydraulic interconnection was drastically reduced to the storm drains placed under the highway, which was built on a natural barrier (Gily Saenz, 1872). Since this time, the highway has worked as an embankment that restricts lateral connection, due to the bankfull stage was heightened till 4.5 m above the sea level (Fig. 7). Although, the construction of channels and embankments has been the most common public policy to avoid inundations in the cities located in the floodplain of the Grijalva Basin (Sánchez et al., 2015), there is no environmental data available of the Maluco riverine wetland before the 80's to corroborate the magnitude of the hydraulic impair.

Referencing, the significant variation expected of the concentrations of the physicochemical variables related to the intra-annual fluctuation of the water level in interconnected wetlands, the hypothesis held that such variation will not be recorded. This awaited intra-annual similarity is linked to the low probability that the Grijalva River has overflowed above the bankfull stage. To test the hypothesis, the concentrations of Chl-a, nitrogen and phosphate nutrients were measured at

different water levels of a hydrological year over a 2-year period in the Maluco riverine wetland.

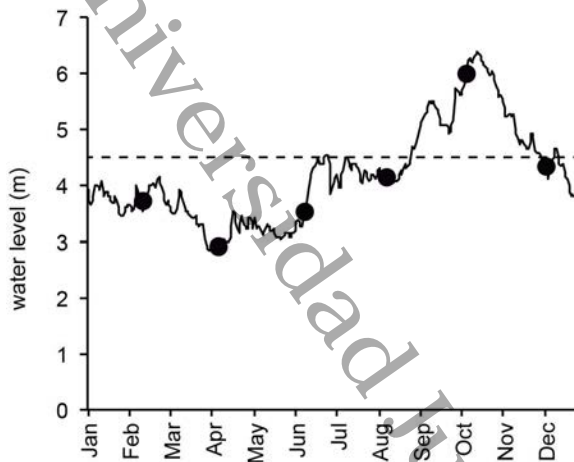


Figure 7 Average water level of the Grijalva river from 1995 until 1999 in the 30083 Station in the Grijalva river. Black line= water level, dotted line=bankfull stage at 4.5 m; black circles=sampling date. Data source: CONAGUA (2012).

Methods and materials

Study area. The Maluco riverine wetland is located in the floodplain of the Grijalva basin. The Grijalva River is originated 17.6 km upstream the study area, where the dammed Mezcalapa-Carrizal and the free-flowing Sierra-Pichucalco rivers merge. The Mezcalapa-Carrizal Rivers have four dams built in the mountains of the Grijalva Basin, which stored up to 26,081 Mm³ at the ordinary high water level (Navarro & Toledo, 2008). Both rivers drain in average 17,364.17 Mm³/y downriver the last dam (DOF, 2018). Whereas, the Sierra-Pichucalco Rivers drain in average 3,186.76 Mm³/y (DOF, 2018) before merge to the Mezcalapa-Carrizal River. In the wetland area (1580.4 ha) has been registered aquatic macrophytes (Rodríguez, 2002), and adjacent lands used for growing crops and raising livestock (Palma-López et al., 2007). As was mentioned above, the lateral exchange of water in the Maluco riverine wetland was restricted by a highway built in the early 80's.

The Maluco riverine wetland is located 23 km downstream from the Metropolitan Area of Villahermosa. Currently, the Metropolitan Area of Villahermosa sums 368,244 inhabitants and has 77 sites of sewage water discharge. These 77 sites drain 282 Mm³/y, of which 18% runs with poor treatment or without it, into the Grijalva River and nearby wetlands (INEGI, 2010; 2011).

Sampling design. The Maluco riverine wetland was sampled bimonthly during two hydrological years (2004 and 2005) to measure the expected intra-annual variation of average water level in the study area (Fig. 8). Two replies ($18^{\circ} 05' 24.49''$ N, $92^{\circ} 45' 34.30''$ W and $18^{\circ} 05' 22.47''$ N, $92^{\circ} 45' 10.45''$ W) were simultaneously sampled by each time (Fig. 7). In each time was measured the relative depth (Z) in m, as a reference of lateral connectivity in the riverine wetland, so they were contrasted with the corresponding bankfull level with 13 m of relative z. Water samples were also collected from a medium depth with a van Dorn bottle and stored at 4° C for laboratory analysis. Nitrite (NO_2^-), Nitrate (NO_3^-), Ammonium (NH_4^+) and total Phosphorus (TP) concentrations in mgL^{-1} were determined according to APHA (1998) procedures; whereas, Chl-a (μgL^{-1}) analyses were done immediately following the SCOR-UNESCO (1966) procedure.

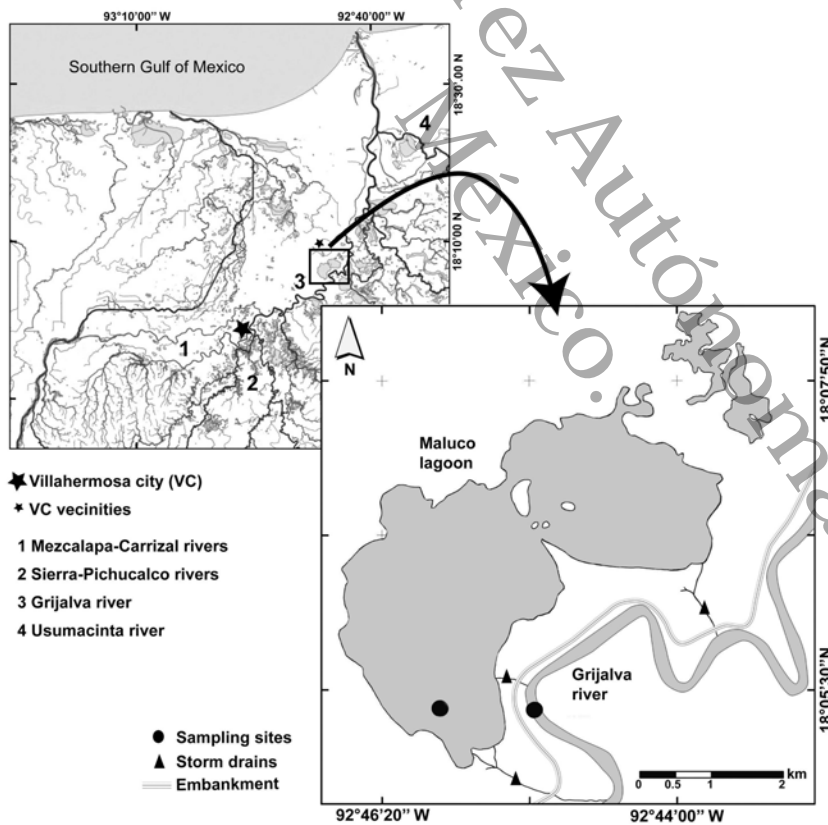


Figura 8 Location of study area and sampling sites. Map modified of http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/SIATL/# (INEGI, 2013).

Data analysis. The intra-annual variation expected of the concentrations of the physicochemical variables (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , TP and, Chl-*a*) among the six times was analyzed through a Principal Components Analysis (PCA). The PCA was based on a correlation matrix and the dissimilarities were calculated based in the euclidean distance after standardization of five original variables (Legendre & Legendre, 2003). Moreover, the principal components (PC) with eigenvalues >1 (Kaiser-Guttman criterion) and significant variation (Barlett; $p < 0.05$) were selected according to Legendre & Legendre (2003). Then, the variables with absolute values in the eigenvectors greater than $|0.4|$ were considered by having significant contributions in the selected PC's (Weilhoefer *et al.*, 2008). These analyses were carried out with the JMP v10 Software (SAS Institute, 2012). Before the PCA calculation, the correlation coefficients ($>|0.3|$) and the determinant of the correlation matrix (0.325) were used to find the collinearity among the five variables analyzed. Moreover, the multicollinearity was reviewed by means of Bartlett's test of sphericity ($p=0.011$) and the Kaiser-Meyer-Olkin test (0.523), since the variables showed a medium degree of inter-correlation. The last four analyses were carried out through the IBM SPSS Statistics software v24 (IBM Corp, Armonk, NY, USA). At last, the similarity profile routine (SIMPROF) was applied to determinate the possible significant differences among the groups defined by the PCA. The SIMPROF was applied with a significant level of $p < 0.05$ (Clarke *et al.*, 2008) through the program PRIMER v 6.1.6 (Clarke & Gorley 2006).

Results

No variable was discarded during PCA (Fig. 9). The PC1 (eigenvalue =2.101) explained 42 % of the significantly variation in the riverine wetland (Bartlett; $p=0.006$). In the PC1, Chl-*a* (0.567), NH_4^+ (0.502), and NO_3^- (0.497) were positively associated, while NO_2^- (-0.402) was negatively associated. Whereas, the PC2 (eigenvalue =1.265) described 25.3 % of the variation, but it was not significant (Bartlett; $p=0.15$). This PC2 showed a positive relationship with NH_4^+ (0.463) and negative with TP (-0.738).

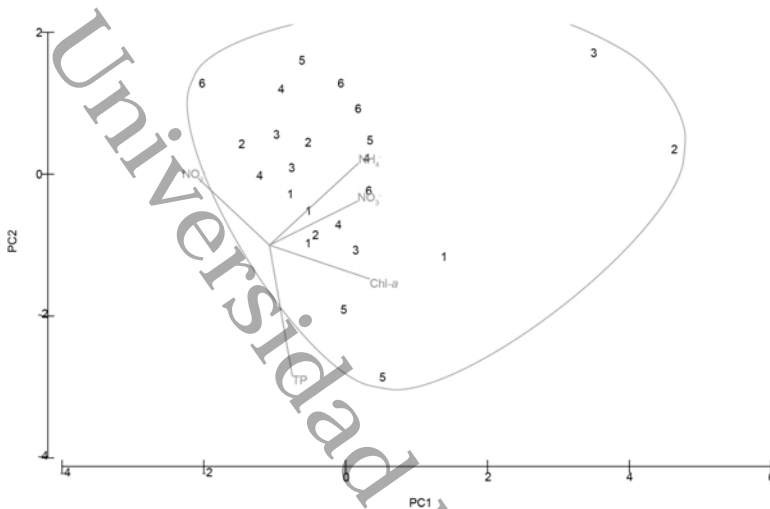


Figura 9 PCA bi-plot (variables and samples) of the first two components synthesizing the data of the variables sampled at the Maluco riverine wetland, chlorophyll a (Chl-a), Nitrite (NO_2^-), Nitrate (NO_3^-), Ammonium (NH_4^+) and total Phosphorus (TP). The samples are classified by intra-annual times (1-6).

The analysis of the distribution of samples indicated an intra-annual similarity (SIMPROF; $p=0.149$) since the 100 % of samples were grouped (Fig. 9). Times 2 and 3 stood out by recording the highest concentrations of Chl-a, NH_4^+ , and NO_3^- . Indeed in the CP1, the low percentage of the explained variation was associated with the minimal dispersion of the samples regarding the time.

Chl-a highlighted as the 54% of the total of their records surpassed the $25 \mu\text{gL}^{-1}$ (Fig. 10b). However, their values showed a trend to be higher during the first three times (Fig. 10b). Likewise, 66.7 % of the total TP concentrations were greater than or equal to 0.1 mgL^{-1} , although the two maximum concentrations ($> 1 \text{ mgL}^{-1}$) were measured in the time 5 (Fig. 10a). The 25 % of NH_4^+ values were greater than or equal to 1 mgL^{-1} , while only the 4.2 % of the NO_3^- values exceeded it. NH_4^+ values greater than 1 mgL^{-1} were quantified in four of the six times (2, 3, 5 and 6). Instead, the NO_3^- concentration only surpassed 1 mgL^{-1} in the time 2. At final, none of the NO_2^- values exceeded 1 mgL^{-1} , and they recorded similarity among the six times (Supplement 1).

The maximum values of Z were lower than the overflow level of the bankfull stage, which was estimated at 13 m (Supplement 1). Although the hypereutrophic conditions caused by Chl-a y TP were recorded throughout the study time, the

highest values of Chl-*a*, NO₃⁻ y NH₄⁺ agreed with the minimum values of Z, quantified in times 2 and 3 (Supplement 1).

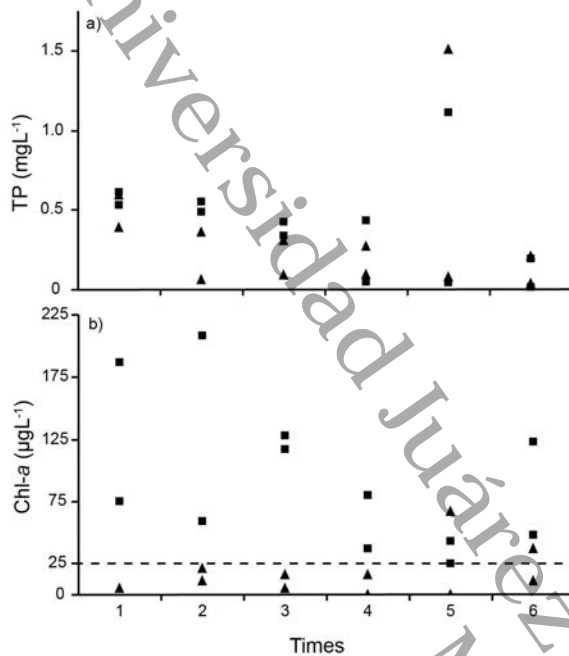


Figura 10. Intra-annual distribution of: a) total Phosphorus (TP), b) Chlorophyll-*a* (Chl-*a*) in the Maluco riverine wetland. Dotted line= 25µgL⁻¹ of Chl-*a* is the lower limit to define hypereutrophic condition, according to OECD (1982).

Discussion

The intra-annual similarity among the concentrations of Chl-*a* and nutrients can be linked to two hydraulic years of disconnection between the Grijalva River and the Maluco floodplain. The lost of intra-annual variation of physical, chemical and biological water variables has been reported for other hydraulic perturbed riverine wetlands. Then, this disconnection, and the hypothesis is upheld by the maximum relative Z values and the persistence of hypereutrophic conditions recorded in the Maluco riverine wetland. The maximum relative Z values measured at 12 m indicated, at least, two hydraulic years of disconnection between the Grijalva river and the Maluco floodplain, because the overflow of the bankfull would begins when the Grijalva river reaches 13 m of water level. Additionally, the trend of homogenization (Chl-*a*, TP and nitrogen nutrients) and hypereutrophic values of Chl-*a* and TP can be tied to hydraulic isolation in Maluco riverine Wetland some the results coincide with other riverine wetlands with perturbation in their hydraulic

interconnection (Pinilla, 2010; Reckendorfer et al., 2013; Li et al., 2019), or with different interannual times of temporal hydraulic connection (McKinney & Charpentier, 2009). Instead, the variation of Chl-*a* and nutrients in non-perturbed riverine wetlands differ significantly regarding Z, mainly between low and high water level (Brito et al., 2014; Tubatsi et al., 2014; Roach et al., 2014; Cruz-Ramírez et al., 2018). Indeed, the conservation of the surface water connectivity, natural flow cycles, and flood pulses is indispensable to keep the biogeochemical processes that maintain the ecological functions of the riverine wetlands (Junk & Wantzen, 2004; Marton et al., 2015).

In Maluco riverine wetland, the highest values of TP in time could be better explained by the ample fluctuation of its inputs throughout the rivers, as has been registered for others wetlands (Jarvie et al., 2005; Guan et al., 2016). For example, in the Grijalva floodplain, the TP concentrations were increased significantly during the high level of water in sites surrounding by extensive suburban areas (Lázaro - Vázquez et al., 2018). They tied this enhancement of TP to the wastewater discharges, which were mainly caused by the growth of agricultural areas or human populations.

Referencing the restriction of hydraulic connectivity due to the construction of embankments and roads has been linked to eutrophication originated by an increment of Chl-*a* and TP concentrations in perturbed wetlands (Coffin, 2007; Reckendorfer et al., 2013). In this sense, the riverine wetland in this study kept a hypereutrophic condition independent of the time since all Chl-*a* and TP concentrations recorded values greater than or equal to 25 µgL⁻¹ and 0.1 mgL⁻¹, respectively. These concentrations display hypereutrophic conditions according to OECD (1982).

Moreover, the levels greater than 1 mgL⁻¹ of nitrogen nutrients (NO₃⁻ and NH₄⁺) associated with Chl-*a* and lowest Z values, can indicate an ecosystem under environmental pressures (Zhu et al., 2015; Singh et al., 2017).

The additional inputs of wastewater without treatment intensify the hypereutrophic processes in wetlands isolated hydraulically. In this hydraulically perturbed wetlands, the reduction of the natural variation of the water level joined to probable

low rate of assimilation of nutrients helps to exacerbate the hypereutrophic conditions (Pinilla, 2010; Reckendorfer et al., 2013; Jeppesen et al., 2015; Salk et al., 2018). Then, the almost permanent hypereutrophic conditions registered in the Maluco riverine wetland can be linked to the combined effect of the hydraulic disconnection input of wastewater without treatment, shallowness and low biodiversity. However, this conjecture -hypothesis- rationale will need to prove for the study area.

In conclusion, the current fluctuation of water level in the Maluco riverine wetland is insufficient to detect the frequently recorded intra-annual variation between physicochemical variables and water level in interconnected wetlands. This conclusion is based on the: intra-annual similarity of nitrogen nutrients and Chl-*a*, whole of the maximum Z values in the floodplain were lesser than the height (4.5 m) of the bankfull stage, and persistent hypereutrophic condition linked to the Chl-*a* and nitrogen nutrients enhancement. This stage of persistent environmental perturbation holds as future hypothesis to test the possible time-independent exacerbation of Chl-*a* and TP. Additionally, the simultaneous quantification of the volume of water will help to simulate the minimum input of flow to restore the biogeochemical processes in the Maluco riverine wetland.

Acknowledgments

To Peter B. Bayley for their helpful comments to improve the manuscript. The data come from the project S.G.P.A.-DGIRA-DIA01027/03 funded by Gobierno del Estado de Tabasco and CONAGUA.

References

- APHA (American Public Health Association). 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation*. Washington, DC.
- Blanton, P. & W. A. Marcus. 2009. Railroads, roads and lateral disconnection in the river landscapes of the continental United States. *Geomorphology* 112: 212-227. DOI: 10.1016/j.geomorph.2009.06.008
- Brinson, M. M. 1993. A hydrogeomorphic classification for wetland. U.S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station. Technical Report WRP-DE-4. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station. Vicksburg, MS. 101 p.

- Brito, J. G., L. F. Alves & H. M. V. Espirito Santo. 2014. Seasonal and spatial variations in limnological conditions of a floodplain lake (lake Catalão) connected to both the Solimões and Negro Rivers, Central Amazonia. *Acta Amazonica* 44 (1): 121–133. DOI: 10.1590/S0044-59672014000100012
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Clarke, R. K., Somerfield, P. J., Gorley, R. N. 2008. Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota–environment linkage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366:56-69. DOI: 10.1016/j.jembe.2008.07.009
- Coffin, A. W. 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15: 396-406. DOI: 10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2012. *Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales*. Comisión Nacional del Agua, available online at: <https://app.conagua.gob.mx/bandas/> (downloaded May 14, 2018)
- Cruz-Ramírez, A.K., M.Á. Salcedo, A.J. Sánchez, E. Barba-Macías & J.D. Mendoza-Palacios. 2018. Relationship among physicochemical conditions, chlorophyll *a* concentration, and water level in a tropical river–floodplain system. *International Journal of Environmental Science and Technology*. Published online: 28 de november 2018. DOI: 10.1007/s13762-018-2127-7
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2018. *Acuerdo por el que se dan a conocer los resultados del estudio técnico de las aguas nacionales superficiales en las cuencas hidrológicas Lagartero, Yayahuita, Zacualpa, Papizaca, Presa La Concordia, Selegua, San Miguel, La Concordia, Aguacatenco, Aguzarca, San Pedro, Grande o Salinas, Presa La Angostura, Hondo, Tuxtla Gutiérrez, Suchiapa, Santo Domingo, Presa Chicoasén, Chicoasén, Encajonado, Cintalapa, Soyatenco, Alto Grijalva, De La Venta, Chapopote, Presa Nezahualcóyotl, Tzimbac, Zayula, Presa Peñitas, Paredón, Platanar, Mezcalapa, El Carrizal, Tabasquillo, Cunduacán, Samaría, Caxcuchapa, Basca, Yashijá, Shumulá, Puxcatán, Chacté, De los Plátanos, Tulijá, Macuxpana, Almendro, Chilapa, Tacotalpa, Chilapilla, De la Sierra, Pichucalco, Viejo Mezcalapa, Azul, Tzaconeja, Perlas, Comitán, Margaritas, Jatate, Ixcán, Chajul, Lacanjá, San Pedro, Laguna Miramar, Euseba, Caliente, Seco, Santo Domingo, Lacantún, San Pedro, Chixoy, Chocaljah, Chacamax, Usumacinta, Grijalva, Palizada, San Pedro y San Pablo, Laguna del Este, Laguna de Términos, Mamatel, Cumpán y Laguna del Pom y Atasta, pertenecientes a la Región Hidrológica número 30 Grijalva-Usumacinta*. 2018, 10 de abril. Edición Matutina. Tercera sección, Poder Ejecutivo, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. available online at: <http://www.dof.gob.mx/index.php?year=2018&month=04&day=10> (downloaded January 10, 2011)
- Fritz K. M., K. A. Schofield, L. C. Alexander, M. G. McManus, H. E. Golden, C. R. Lane, W. G. Kepner, S. D. LeDuc, J. E. DeMeester & A. I. Pollard. 2018. Physical and chemical

- connectivity of streams and riparian wetlands to downstream waters: A synthesis. *Journal of the American Water Resources Association* 54 (2): 323-345. DOI: 10.1111/1752-1688.12632
- Gil y Saenz, M. 1872. *Compendio histórico, geográfico y estadístico del Estado de Tabasco*. Tip. de J. M. Abalos, Tabasco. 252 p.
- Guan, Q., L. Wang, F. Wang, B. Pan, N. Song, F. Li & M. Lu. 2016. Phosphorus in the catchment of high sediment load river: A case of the Yellow River, China. *Science of The Total Environment* 572: 660-670. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.06.125
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. *Censo de Población y Vivienda 2010*. available online at: <http://www.inegi.org.mx/sistemas/ResultadosR/CPV/Default.aspx?texto=villahermosa> (downloaded August 17, 2011)
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2011. *Anuario estadístico de Tabasco 2011*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Gobierno del Estado de Tabasco. Tabasco. available online at: <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/espanol/sistemas/ae11/estatal/tab/default.htm> (downloaded July 4, 2012)
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2013. Simulador de Flujos de Agua de Cuencas Hidrográficas versión: 3.2. available online at: http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siat/# (downloaded June 18, 2018)
- Jarvie, H. P., M. D. Jürgens, R. J. Williams, C. Neal, J. J. L. Davies, C. Barrett & J. White. 2005. Role of river bed sediments as sources and sinks of phosphorus across two major eutrophic UK river basins: The Hampshire Avon and Herefordshire Wye. *Journal of Hydrology* 304: 51–74. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2004.10.002
- Jeppesen, E., S. Brucet, L. Naselli-Flores, E. Papastergiadou, K. Stefanidis, T. Nöges, P. Nöges, J. L. Attayde, T. Zohary, J. Coppens, T. Bucak, R.F. Menezes, F.R.S. Freitas, M. Kernan, M. Søndergaard & M. Beklioglu. 2015. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia* 750: 201–227. DOI:10.1007/s10750-014-2169-x
- Junk, W. J. & K. M. Wantzen. 2004. The flood pulse concept: New aspects, approaches, and applications—an update. In: Welcomme, R. L. & T. Petr (Eds.). *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries, Vol. 2*. Food and Agriculture Organization & Mekong River Commission. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok. RAP Publication 2004/16. pp. 117-149.
- Lázaro-Vázquez, A., M.M. Castillo, A. Jarquín-Sánchez, L. Carrillo & K.A. Capps. 2018. Temporal changes in the hydrology and nutrient concentrations of a large tropical river: Anthropogenic influence in the Lower Grijalva River, Mexico. *River Research and Applications* 34: 649–660. DOI: 10.1002/rra.3301

- Legendre, P. & L. Legendre. 2003. *Numerical Ecology*. 2nd ed. Elsevier Science, Amsterdam. 853 p.
- Liao, K-H. 2014. From flood control to flood adaptation: a case study on the Lower green River Valley and the City of Kent in King County, Washington. *Natural Hazards* 71: 723-750. DOI: 10.1007/s11069-013-0923-4
- Mantel, S. K., D. A. Hughes & N. W. J. Muller. 2010. Ecological impacts of small dams on South African rivers Part 1: drivers of change - water quantity and quality. *Water SA* 36 (3): 351-360.
- McKinney, R. A. & M. A., Charpentier. 2009. Extent, properties, and landscape setting of geographically isolated wetlands in urban southern New England watersheds. *Wetlands Ecology and Management* 17 (4): 331-344. DOI 10.1007/s11273-008-9110-x
- Marton, J. M., I. F. Creed, D. B. Lewis, C. R. Lane, N. B. Basu, J. C. Matthew, B. C. Craft. 2015. Geographically Isolated Wetlands are Important Biogeochemical Reactors on the Landscape. *BioScience* 65 (4): 408-418. DOI: 10.1093/biosci/biv009
- Navarro, J. M. & H. Toledo. 2008. Transformación de la cuenca del río Grijalva. *Revista Noticias AMIP* 4(16): 11-22.
- Noe, G. B., C. R. Hupp & N. B. Rybicki. 2013. Hydrogeomorphology Influences Soil Nitrogen and Phosphorus Mineralization in Floodplain Wetlands. *Ecosystems* 16: 75-94. DOI: 10.1007/s10021-012-9597-0
- OECD (Organization for Economic Co-operation and Development). 1982. *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control*. Organization for Economic Co-operation and Development. Paris, 154 p.
- Palma-López, D. J., J. Cisneros, E. Moreno & J.A. Rincón-Ramírez. 2007. *Suelos de Tabasco: su uso y manejo sustentable*. Colegio de postgraduados - ISPROTAB - Fundación Produce Tabasco. Tabasco. 199 p.
- Pinilla G. 2010. An index of limnological conditions for urban wetlands of Bogotá city, Colombia. *Ecological Indicators* 10: 848-856. DOI: 10.1016/j.ecolind.2010.01.006
- Poff, N. L., J. D. Olden, D. M. Merritt & D. M. Pepin. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104 (14): 5732-5737. DOI: 10.1073/pnas.0609812104
- Ramos-Reyes, R., J. Zavala-Cruz, L.M. Gama-Campillo, D. Pech-Pool, M.A. Ortiz-Pérez. 2016. Indicadores geomorfológicos para evaluar la vulnerabilidad por inundación ante el ascenso del nivel del mar debido al cambio climático en la costa de Tabasco y Campeche, México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 68 (3): 581-598
- Reckendorfer, W., A. Funk, C. Gschöpf, T. Hein & F. Schiemer. 2013. Aquatic ecosystem functions of an isolated floodplain and their implications for flood retention and management. *Journal of Applied Ecology* 50: 119-128. DOI: 10.1111/1365-2664.12029

- Roach, K. A., K. O. Winemiller & S. E. Davis III. 2014. Autochthonous production in shallow littoral zones of five floodplain rivers: effects of flow, turbidity and nutrients. *Freshwater Biology* 59: 1278–1293. DOI: 10.1111/fwb.12347
- Rodríguez, E. 2002. *Las lagunas continentales de Tabasco*. 1st edn. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Tabasco. 246 p.
- Salcedo, M. A., A. J. Sánchez, G. de la Lanza, C. Kampichler & R. Florido. 2012. Condición Ecológica del Humedal Tropical Pantanos de Centla. In: Sánchez, A. J., X. Chiappa-Carrara & R. Pérez (Eds.). *Recursos Acuáticos Costeros del Sureste Vol. II*. 1st edn. RECORECOS-CONCIYTEY, pp. 112-136.
- Salk K. R., G. S. Bullerjahn, R. M. L. McKay, J.D. Chaffin & N. E. Ostrom. 2018. Nitrogen cycling in Sandusky, Bay Lake Erie: oscillations between strong and weak export and implications for harmful algal blooms. *Biogeosciences* 15: 2891–2907
DOI:10.5194/bg-15-2891-2018
- Sánchez, A. J., M. A. Salcedo, R. Florido, J. D. Mendoza, V. Ruiz-Carrera & N. Álvarez-Pliego. 2015. Ciclos de inundación y conservación de servicios ambientales en la cuenca baja de los ríos Grijalva-Usumacinta *ContactoS* 97: 5-14
- SAS Institute. 2012. *JMP Statistics and Graphics Guide. V 10*. SAS Institute Inc, North Carolina
- SCOR-UNESCO. 1966. *Determination of photosynthetic pigments in seawater*. Monographs on Oceanographic Methodology. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris, 69 p.
- Sharma, M. P., A. Kumar & S. Rajvanshi, 2010. Assessment of Trophic State of Lakes: A Case of Mansi Ganga Lake in India. *Hydro Nepal* 6: 65-72. DOI: 10.3126/hn.v6i0.4198
- Singh P., S. Javed, S. Satyanarain, R. P. Singhd, C. A. Vishwakarma & S. Mukherjee. 2017. Influence of changes in watershed landuse pattern on the wetland of Sultanpur National Park, Haryana using remote sensing techniques and hydrochemical analysis. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 7: 84–92. DOI: 10.1016/j.rsase.2017.07.002
- Thomaz, S. M., L. M. Bini & R. L. Bozelli. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in rivers-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1-13. DOI: 10.1007/s10750-006-0285-y
- Tubatsi, G., M. C. Bonyongo & M. Gondwe. 2014. Water quality dynamics in the Boro-Thamalakane-Boteti river system, northern Botswana. *African Journal of Aquatic Science* 39 (4): 351–360. DOI: 10.2989/16085914.2014.960791
- Weilhoefer, Ch. L., P. Yangdong & S. Eppard 2008. The effects of river floodwaters on floodplain wetland water quality and diatom assemblages. *Wetlands* 28(2): 473–486. DOI: 10.1672/07-114.1
- Zhu, Q. D., J. H. Sun, G. F. Hua, J. H. Wang & H. Wang. 2015. Runoff characteristics and non-point source pollution analysis in the Taihu Lake Basin: a case study of the town of Xueyan,

China. *Environmental Science and Pollution Research* 22 (19): 15029–15036. DOI:
10.1007/s11356-015-4709-y

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

CAPÍTULO V

DISCUSIÓN GENERAL.

*Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.*

Discusión general

En los humedales fluviales tropicales, la variación natural del flujo hídrico es la principal fuerza que ajusta las interacciones entre elementos bióticos y ambientales a través del incremento y disminución intra-anual del flujo hídrico y nivel del agua (Tockner et al., 2000) y por la intensidad, amplitud y frecuencia de los pulsos de inundación (Junk et al., 1989; Poff, 1997; Wantzen et al., 2008). Estas fluctuaciones, dependen del flujo de materia y energía que permite el desarrollo de fauna, plantas, sucesión de procesos físicos, biogeoquímicos y ecológicos en diferentes escalas espaciales y temporales, así la variabilidad ambiental se puede reflejar en la heterogeneidad ecológica de estos ecosistemas (Junk, 2002; Poff et al., 2010; Lininger & Latrubesse, 2016).

En el humedal fluvial Chaschoc, la conexión periódica e inundación recurrente del río Usumacinta a la llanura de inundación se relacionó con la significativa variabilidad estacional y espacial en los niveles de las variables físicas, químicas y biológicas asociadas con la producción y uso de materia orgánica a lo largo del ciclo anual hidrológico como se ha reportado para este (Cruz-Ramírez et al., 2018) y otros sistemas río-llanura de inundación (Li et al., 2019). Además, fluctuaciones similares en los niveles de Cl-a y otras variables fisicoquímicas se han detectado en otros humedales no perturbados hidrológicamente (Zalocar de Domitrovic, 2003; Townsend, 2006; Mayora et al., 2013). En contraste, en el humedal fluvial Maluco la limitada interconexión del río Grijalva con la llanura de inundación se vinculó con una distribución intra-anual homogénea de las variables fisicoquímicas y los contenidos de clorofila-a debido a la restricción del intercambio lateral de agua en el río Grijalva, asociada con la construcción de terraplenes para evitar inundaciones en la planicie de inundación (Sánchez et al., 2015). No obstante, la desconexión hidráulica no implica la ausencia de intercambios hidrológicos y biogeoquímicos con otros ecosistemas acuáticos cercanos como se ha reportado en humedales aislados (Cohen et al., 2016) pero si se ha relacionado con la sucesión de cambios en estructura y funcionamiento de los humedales, como se ha reportado en otro sistema río-llanura de inundación asociado a un río regulado

(Lu et al., 2018). En este contexto, destacó el efecto del río sobre la llanura de inundación como fuente importante de variación temporal que determina el funcionamiento ambiental de los humedales fluviales interconectados (Park & Latrubesse, 2017), como es el caso del complejo de humedales en el Usumacinta, no así en los que presentan condición de aislamiento permanente (Cohen et al., 2016), como el humedal fluvial estudiado en el río Grijalva.

En humedales fluviales conectados al río, como el humedal Chaschoc, la variabilidad de los componentes fisicoquímicos y biológicos del agua vinculada a la fluctuación intra-anual del nivel del agua determina procesos biogeoquímicos en cada condición de nivel, principalmente en la lagunas dentro de la llanura de inundación, en las cuales se renuevan las condiciones ambientales del agua a través de la fluctuación periódica del nivel de agua (Li et al., 2015). En este sentido, las lagunas dentro del humedal Chaschoc resultaron con los mayores contenidos de biomasa de fitoplancton en nivel de agua bajo, similar a lo reportando en otros humedales fluviales interconectados con el río principal (Mayora et al., 2013; Brito et al., 2014). En contraste, en el humedal fluvial Maluco la falta de conexión hidráulica superficial se vinculó con condiciones de hipereutrofia persistentes, asociadas con clorofila-*a* y fósforo, en el ciclo hidrológico anual y esta condición trófica se ha relacionado con el incremento en el tiempo de residencia del agua y su efecto sobre los procesos fisicoquímicos asociados a problemas de calidad del agua en otros lagos en llanura de inundación (Li et al., 2015). No obstante, los factores que intervienen en las fluctuaciones de las variables ambientales y procesos fisicoquímicos también pueden estar asociados con otras fuentes de variación como la descarga de aguas residuales de origen agrícola y el crecimiento poblacional que enriquecen el nitrógeno (Lázaro-Vázquez et al., 2018). En este sentido, las lagunas tropicales ubicadas en la llanura de inundación sobresalen como componentes fundamentales por el uso y recirculación de nutrientes y organismos (Park & Latrubesse 2017), y permiten la sucesión de procesos como la producción de biomasa de fitoplancton, principalmente en condiciones de nivel bajo de agua, y en

función de la dinámica del nivel del agua, su conexión con el río y la inundación cíclica de la llanura de inundación, tal como se registró en el humedal Chaschoc. La producción de biomasa de fitoplancton fue el proceso que destacó en los humedales fluviales en este estudio y abre la oportunidad de generar nuevas preguntas de investigación: en función de la variabilidad del ciclo anual de inundación en humedales fluviales, por ejemplo, ¿la producción de biomasa de fitoplancton es un proceso recurrente en condiciones de nivel bajo de agua? ¿Qué grupos funcionales y tamaños de algas se expresan en las diferentes condiciones de nivel de agua?. Estudios similares se han realizado para determinar la abundancia de pico y nano plancton en otros humedales fluviales, con énfasis solo en el nivel del agua alto o inundación (Stević et al., 2013; Palijan 2017); pero en el humedal Chaschoc el registro de 95 especies de fitoplancton solo para la condición de nivel bajo (Esqueda-Lara et al., 2016) fortalece la propuesta de investigar la condición ecológica de los humedales en la cuenca del río Usumacinta.

La conectividad hidrológica es la vía para que las fluctuaciones del nivel del agua en el río provean y mantengan los procesos biogeoquímicos y ecológicos en los sistemas río-llanura de inundación. Este proyecto de investigación contribuyó a la discusión sobre la estructura y funcionamiento de los humedales fluviales tropicales en la Cuenca Grijalva-Usumacinta. No obstante, son urgentes proyectos a largo plazo que permitan el análisis estadístico, modelaje, simulación e interpretación integral de los cambios y tendencias en la variabilidad ambiental del agua para describir de forma más precisa la dinámica de los sistemas río-llanura de inundación.

Referencias.

- Brito, J. G., L. F. Alves & H. M. V. Espirito Santo. 2014. Seasonal and spatial variations in limnological conditions of a floodplain lake (lake Catalão) connected to both the Solimões and Negro Rivers, Central Amazonia. *Acta Amazonica* 44 (1): 121–133.
- Cohen, M. J., Creed, I. F., Alexander, L., Basu, N. B., Calhoun, A. J. K., Craft, C., D'Amico, E., DeKeyser, E., Fowler, L., Golden, H. E., Jawitz, J. W., Kalla, P., Kirkman, L. K., Lane, C. R., Lang, M., Leibowitz, S. G., Lewis, D. B., Marton, J., McLaughlin, D. L., Mushet, D. M., Raanan-Kiperwas, H., Rains, M. C., Smith, L., Walls, S. C. 2016. Do geographically isolated

- wetlands influence landscape functions? Proceedings of the National Academy of Sciences; DOI:10.1073/pnas.1512650113
- Cruz-Ramírez, A. K., Salcedo, M. A., Sánchez, A. J., Barba-Macías, E., Mendoza-Palacios, J. D. 2018. Relationship among physicochemical conditions, chlorophyll-a concentration, and water level in a tropical river–floodplain system. *International Journal of Environmental Science and Technology*. DOI: 10.1007/s13762-018-2127-7
- Esqueda-Lara K, Sánchez AJ, Valdés-Lagunes G, Salcedo MA, Franco-Torres AE, Florido R (2016) Phytoplankton in the tropical wetland Chaschoc in the low watershed of the Usumacinta River. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87:1177–1188. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.10.015>
- Junk, W.J., P.B. Bayley & R.E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences*. 106: 110-127.
- Junk, W. J. 2002. Long term environmental trends and the future of tropical wetlands. *Environmental Conservation* 29 (4): 414-435.
- Lázaro-Vázquez, A., Castillo, M., M., Jarquín-Sánchez, A., Carrillo, L., Capps, K. A. 2018. Temporal changes in the hydrology and nutrient concentrations of a large tropical river: Anthropogenic influence in the Lower Grijalva River, Mexico. *River Research and Applications* 34: 649–660. DOI: 10.1002/rra.3301
- Li, Y., Zhang, Q., Yao, Y. 2015. Investigation of Residence and Travel Times in a Large Floodplain Lake with Complex Lake–River Interactions: Poyang Lake (China). *Water* 2015, 7(5), 1991-2012; doi:10.3390/w7051991
- Li, Y., Zhang, Q., Cai, Y., Tan, Z., Wu, H., Liu, X., Yao, J. 2019. Hydrodynamic investigation of surface hydrological connectivity and its effects on the water quality of seasonal lakes: Insights from a complex floodplain setting (Poyang Lake, China). *Science of The Total Environment* 600:245-259. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.01.015
- Lininger, K. B., Latrubesse, E. M. 2016. Flooding hydrology and peak discharge attenuation along the middle Araguaia River in central Brazil. *Catena* 143:90-101.
- Lu, C., Jia, Y., Jing, L., Zeng, Q., Lei, J., Zhang, S., Lei, G., Wen, L. 2018. Shifts in river-floodplain relationship reveal the impacts of river regulation: A case study of Dongting Lake in China. *Journal of Hydrology*. 559:932-941. DOI:10.1016/j.jhydrol.2018.03.004
- Mayora, G., Devercelli, M., Giri, F. 2013. Spatial variability of chlorophyll-a and abiotic variables in a river–floodplain system during different hydrological phases. *Hydrobiologia* 717(1):51–63. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1566-x>
- Park, E., Latrubesse, E. M. 2017. The hydro-geomorphologic complexity of the lower Amazon River floodplain and hydrological connectivity assessed by remote sensing and field control. *Remote Sensing of Environment* 198:321-332. DOI:10.1016/j.rse.2017.06.021
- Poff N L, Allan D, Bain M B, Karr J R, Presteggaard K L, Richter B D, Sparks R E Stromberg J C. 1997. The natural flow regime. *BioScience* 47(11): 769-184.
- Poff N L, Richter B D, Arthington A H, Bunn S E, Naiman R J, Kendy E, Acreman M, Apse C, Bledsoe B P, Freeman M C, Henriksen J, Jacobson R B, Kennen J G, Merritt D M, O’Keeffe J H, Olden J D, Rogers K, Tharme R E, Warner A. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater biology*. 55:194-205.
- Sánchez, A. J., M. A. Salcedo, R. Florido, J. D. Mendoza, V. Ruiz-Carrera & N. Álvarez-Pliego. 2015. Ciclos de inundación y conservación de servicios ambientales en la cuenca baja de los ríos Grijalva-Usumacinta *ContactoS* 97: 5-14
- Stević, F., Mihaljević, M., Špoljarić, D. 2013. Changes of phytoplankton functional groups in a floodplain lake associated with hydrological perturbations. *Hydrobiologia* 709:143–158 DOI:10.1007/s10750-013-1444-6

- Tockner, K., Malard, F., Ward, J. V. 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrol Process* 14:2861–2883.
- Townsend, S. A. 2006. Hydraulic phases, persistent stratification, and phytoplankton in a tropical floodplain lake (Mary River, northern Australia). *Hydrobiologia* 556:163–179.
- Wantzen, K. M., Junk, W. J., Rothhaupt, K. O. 2008. An extension of the floodpulse concept (FPC) for lakes. *Hydrobiologia* 613: 151-170.
- Zalocar de Domitrovic, Y. 2003. Effects of fluctuations in water level on phytoplankton development in three lakes of the Paraná river floodplain (Argentina). *Hydrobiologia* 510:175–193.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

ANEXOS

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

Suplemento del manuscrito en el capítulo II

Supplementary material

Table 1. Physicochemical variables and chlorophyll-a in the river-floodplain system and water level conditions (mean values \pm standard error, range). Sample types: ¹=three replicas, ²=composite sample from three replicas. ^{a, b, c, d} horizontal means with the same superscript letter are not significantly different. RFS=river-floodplain system (Mean value of all sites in the four water level conditions).

Variable	Intra-annual				
	RFS	THWL	HWL	TLWL	LWL
WT (°C)	27.5 \pm 0.2	27.4 \pm 0.3 ^a	26.6 \pm 0.3 ^a	27.2 \pm 0.2 ^a	29 \pm 0.5 ^b
	25.4-32.2	26.5-28.7	25.4-28	26.4-28.1	27.5-32.2
SD (m)	0.4 \pm 0.1	0.3 \pm 0.1 ^c	0.9 \pm 0.2 ^b	0.2 \pm 0.02 ^a	0.2 \pm 0.02 ^{a/c}
	0.1-1.6	0.2-0.6	0.2-1.6	0.1-0.3	0.1-0.3
DO Sat (%)	111.6 \pm 8.8	117.8 \pm 4.5 ^a	60.9 \pm 5.9 ^b	87.3 \pm 4 ^c	180.5 \pm 19.8 ^d
	25.5-337.8	88.6-138.4	25.5-81.5	72-110	137.4-337.8
¹ EC (μ S cm ⁻¹)	479 \pm 14	418.9 \pm 10.4 ^a	396 \pm 2.1 ^a	551.5 \pm 22.7 ^b	550.8 \pm 15.2 ^b
	386-656	390-477	386-405	463-656	481-637
Turb (NTU)	55.7 \pm 15.5	25.5 \pm 4.6 ^a	19.4 \pm 7.2 ^a	116.4 \pm 58.3 ^b	61.5 \pm 6.5 ^b
	1.0-618.3	14.7-57	1-64	30.2-618.3	30.9-100.6
¹ NH ₄ (mg L ⁻¹)	0.13 \pm 0.02	0.2 \pm 0.04 ^a	0.03 \pm 0.002 ^b	0.26 \pm 0.02 ^a	0.04 \pm 0.003 ^b
	0.02-0.51	0.1-0.51	0.02-0.04	0.142-0.348	0.026-0.052
¹ NO ₂ (mg L ⁻¹)	0.1 \pm 0.03	0.002 \pm 0 ^a	0.05 \pm 0.01 ^c	0.2 \pm 0.1 ^b	0.13 \pm 0.02 ^b
	0-1.1	0.001-0.002	0-0.11	0.04-1.1	0.03-0.23
¹ NO ₃ (mg L ⁻¹)	8.2 \pm 1.1	1.3 \pm 0.2 ^a	12.4 \pm 0.9 ^b	16 \pm 2 ^b	3.1 \pm 0.3 ^c
	0.7-23	0.7-2.4	8.3-16.1	5.8-23	1.6-5.6
¹ PO ₄ (mg L ⁻¹)	0.3 \pm 0.06	0.1 \pm 0.02 ^a	0.2 \pm 0.04 ^b	0.5 \pm 0.2 ^b	0.3 \pm 0.1 ^b
	0.04-2.6	0.04-0.22	0.1-0.4	0.2-2.6	0.1-0.7
¹ TP (mg L)	0.9 \pm 0.1	0.5 \pm 0.1 ^a	0.6 \pm 0.1 ^a	1.3 \pm 0.2 ^b	1.3 \pm 0.1 ^b
	0.1-2.2	0.1-1.1	0.3-0.9	0.7-2	0.8-2.2
² COD (mg L ⁻¹)	27.3 \pm 3.4	21.7 \pm 2.9 ^{a/c}	15.5 \pm 1.4 ^a	30.8 \pm 8.1 ^{b/c}	41.2 \pm 9.4 ^b
	10-114	14-38	10-23	10-100	17-114
² BOD ₅ (mg L ⁻¹)	3.9 \pm 0.4	2.7 \pm 0.4 ^a	6.3 \pm 1.05 ^b	2.7 \pm 0.49 ^a	3.9 \pm 0.86 ^{a/b}
	0.8-12.4	0.8-4.6	2.3-12.4	0.96-5.02	1.3-9.7

¹ pH	7.8±0.05	7.7±0.03 ^a	7.6±0.04 ^a	7.9±0.04 ^b	8.2±0.1 ^c
	7.4-8.4	7.6-7.8	7.4-7.7	7.7-8.2	7.9-8.4
¹ Chl-a (µg L ⁻¹)	11.8±2	3.8±0.2 ^a	6.1±0.3 ^c	18.9±3.1 ^b	18.5±6 ^b
	3.2-50.6	3.2-5.5	4.9-7.9	3.7-30.1	4.2-50.6
¹ Water level (m)	6.7±1.1	7.6±2.3	10.2±2.2	5.1±2.2	4±1.4
	0.5-24.9	2.4-22.9	5.7-24.9	0.7-19.3	0.5-12

Suplemento del manuscrito en el capítulo IV

Supplement 1. Mean=*M*, standard error mean=*SEM*, minimum=*Min* and maximum=*Max* of depth (*Z*), chlorophyll-*a* (*Chl-a*), Nitrite (NO_2^-), Nitrate (NO_3^-), Ammonium (NH_4^+) and total Phosphorus (*TP*) in the Maluco riverine wetland.

Times		<i>Z</i> (m)	<i>Chl-a</i> (µg L ⁻¹)	NO_3^-	NO_2^-	NH_4^+ (mg L ⁻¹)	<i>TP</i>
1	<i>M</i>	5.43	68.00	0.16	0.02	0.28	0.53*
	<i>SEM</i>	2.64	42.96	0.06	0.01	0.12	0.05
	<i>Min</i>	0.60	5.00	0.06	0.01	0.09	0.39
	<i>Max</i>	10.00	187.00	0.33	0.03	0.63	0.61
2	<i>M</i>	4.40	74.75	0.45	0.02	0.50	0.37
	<i>SEM</i>	2.44	45.60	0.27	0.01	0.34	0.11
	<i>Min</i>	0.10	11.00	0.10	0.01	0.05	0.06
	<i>Max</i>	10.00	208.00	1.26	0.05	1.50	0.55
3	<i>M</i>	4.93	66.50	0.26	0.02	0.97	0.29
	<i>SEM</i>	2.71	32.49	0.13	0.00	0.76	0.07
	<i>Min</i>	0.10	5.00	0.06	0.01	0.04	0.09
	<i>Max</i>	11.00	128.00	0.60	0.03	3.23	0.43
4	<i>M</i>	5.15	33.25	0.16	0.02	0.44	0.21
	<i>SEM</i>	2.58	17.33	0.04	0.01	0.16	0.09
	<i>Min</i>	0.70	0.00	0.08	0.00	0.06	0.05
	<i>Max</i>	11.00	80.00	0.26	0.04	0.78	0.43
5	<i>M</i>	6.50	33.75	0.21	0.02	0.69	0.69
	<i>SEM</i>	3.18	14.16	0.05	0.01	0.22	0.37
	<i>Min</i>	0.50	0.00	0.12	0.01	0.15	0.04
	<i>Max</i>	12.00	67.00	0.32	0.04	1.06	1.51
6	<i>M</i>	5.10	54.75	0.18	0.03	0.71	0.11*
	<i>SEM</i>	2.67	24.04	0.03	0.01	0.28	0.05
	<i>Min</i>	0.30	11.00	0.10	0.02	0.08	0.02
	<i>Max</i>	12.00	123.00	0.25	0.07	1.20	0.21