



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE BIOLOGÍA

ECOLOGÍA

**CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD ÍCTICA A LO LARGO DE UN GRADIENTE DE
PERTURBACIÓN AMBIENTAL, EN EL RÍO GRANDE DE COMITÁN, CHIAPAS.**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

GEMMA ABISAY ORTIZ HARO

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. LUIS ZAMBRANO GONZÁLEZ
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DRA. MARISA MAZARI HIRIART
INSTITUTO DE ECOLOGÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DRA. MARÍA DEL CORO ARIZAMENDI ARRIAGA
FES IZTACALA, UNAM

MÉXICO, Cd. Mx, AGOSTO 2017



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Lic. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión del Subcomité por Campo de Conocimiento de Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 29 de mayo de 2017, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** de la alumna **ORTIZ HARO GEMMA ABISAY** con número de cuenta **303309026** con la tesis titulada **"Cambios en la estructura de la comunidad íctica a lo largo de un gradiente de perturbación ambiental, en el Río Grande de Comitán, Chiapas"**, realizada bajo la dirección del **DR. LUIS ZAMBRANO GONZÁLEZ**:

Presidente: DR. GERARDO PÉREZ PONCE DE LEÓN
Vocal: DR. OMAR DOMÍNGUEZ DOMÍNGUEZ
Secretario: DRA. MARISA MAZARI HIRIART
Suplente: DR. ROBERTO BONIFAZ ALFONZO
Suplente: DR. OSCAR ARNOLDO ESCOLERO FUENTES

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

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, Cd. Mx., a 26 de junio de 2017.

M. del Coro Arizmendi Arriaga

DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA



c. c. p. Expediente del (la) interesado (a).

Agradecimientos:

Al **Posgrado en Ciencias Biológicas** de la Universidad Nacional Autónoma de México por brindarme la oportunidad de seguir alcanzando mis metas profesionales en esta gran casa de estudios.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (**CONACYT**) por la beca 329873 para la realización de mi Posgrado. También agradezco a **CONACYT** el apoyo brindado a través de la Beca Mixta (Movilidad en el Extranjero) en 2016, la cual me permitió realizar una estancia de investigación de seis meses en Colorado State University.

Al **Fondo Sectorial de Investigación y Desarrollo sobre el Agua CONAGUA-CONACYT**, por el financiamiento del proyecto “Estudio Hidrológico y de Calidad del Agua del Sistema Lagunar de Montebello”, realizado en estado de Chiapas durante los años 2012-2015. Con clave 000000000167603. Realizado bajo la coordinación técnica del Dr. Oscar Arnoldo Escolero Fuentes, del Instituto de Geología, UNAM.

A mi Tutor Principal Dr. Luis Zambrano González y a los miembros de Comité Dra. Marisa Mazari Hiriart y Dra. María del Coro Arismendi Arriaga, por brindarme su apoyo durante este proceso.

Agradecimientos personales:

A mi **familia**, que siempre me ha apoyado en cada decisión de vida. A ti **mamá**, porque bajo ninguna circunstancia dejas de ser fuerte; porque eres lo más preciado que tengo en la vida, y por darme la fortuna de un apoyo y amor incondicional en mi vida. A mis **hermanos** que son todo un ejemplo a seguir; porque sin duda siempre serán mi mayor orgullo...los amo.

A mi tutor **Luis Zambrano**, gracias por todos tus conocimientos, por ser un luchador incansable de lo correcto. Por las risas, por los enojos, por las observaciones y por los altibajos. Muchas gracias por tu apoyo bajo cualquier circunstancia. También gracias por la enorme confianza y por brindarme la oportunidad de trabajar en mi ecosistema y lugar favoritos.

A la **Dra. Marisa**, por ser una mujer admirable. Gracias por la oportunidad de trabajar contigo y por todas las observaciones en este trabajo.

A **Enrique**, por tu amor y tu apoyo incondicional. Gracias amor...por estar, por siempre estar.

A **Jannice**, por ser mi confidente, cómplice y colega. Gracias por ser la mejor amiga y compañera de trabajo.

Al **Dr. Roberto Bonifaz**, por siempre tener un tiempo disponible para hablar del trabajo, pero también de la vida. Gracias por todo el conocimiento compartido y por la infinidad de observaciones hechas a lo largo del proyecto y de la Tesis.

Al **Dr. Oscar Escolero** por todo el conocimiento compartido y por brindarme la oportunidad de trabajar en este proyecto tan importante.

A mis amigos del Laboratorio de Restauración Ecológica: **Nuria, Rodrigo, Ángel y Criss y Fer**, por todos los momentos compartidos y por el trabajo en equipo; por tantas risas y por toda la infinidad de temas que tenemos para platicar en una comida. Gracias también por dos bodas inolvidables y por una amistad que espero dure toda la vida. Los quiero!

*“...But you’ve got to stop and think about it. To really get the pleasure about the complexity;
the inconceivable nature of nature.”*

Richard Feynman

Índice

Contenido	Página
Resumen.....	6
Abstract.....	7
Introducción.....	8-11
Objetivos.....	11
Métodos.....	12-22
<i>Área de estudio</i>	12-14
<i>Trabajo de campo</i>	14-18
<i>Análisis de datos</i>	19-22
Resultados.....	23-41
Discusión.....	42-51
Conclusiones.....	52
Recomendaciones.....	53
Referencias.....	53-61
Anexo I.....	62-65

Índice de Figuras y Cuadros

Figuras	Páginas
Figura 1	13
Figura 2	16
Figura 3	18
Figura 4	25
Figura 5	26
Figura 6	27
Figura 7	28
Figura 8	30
Figura 9	33
Figura 10	36
Figura 11	36
Figura 12	37
Figura 13	37
Figura 14	38
Figura 15	39
Figura 16	41

Cuadros	
Cuadro 1	14
Cuadro 2	16
Cuadro 3	23
Cuadro 4	24
Cuadro 5	31
Cuadro 6	32
Cuadro 7	34
Cuadro 8	35

Resumen

Los ecosistemas acuáticos se encuentran severamente afectados debido a la influencia de diversas actividades humanas, lo que provoca una modificación de sus condiciones naturales. A nivel nacional la mayoría de los ecosistemas lóticos se encuentran en algún estado de degradación ambiental. Tal es el caso del Río Grande de Comitán, en el estado de Chiapas. Este río cobra mayor importancia por ser el principal afluente del sistema lacustre de Montebello. El RGC se encuentra severamente afectado como consecuencia de las actividades que se realizan en la zona, como la descarga de aguas residuales e industriales, así como también la intensa actividad agrícola que se desarrolla a sus alrededores. Es por lo anterior que desde el 2013 se llevan a cabo diversos estudios de calidad de agua en el río. Sin embargo, poco se conoce sobre el estado actual de su fauna y de las consecuencias que la degradación ha tenido sobre esta, en particular sobre la comunidad de peces. El presente estudio aborda a la comunidad íctica y su estructura a lo largo de diversos grados de perturbación en el RGC. Durante el 2013 se llevaron a cabo dos muestreos que comprendieron la temporada de secas y lluvias. Se seleccionaron seis puntos de muestreo a lo largo del río, que presentaran características de perturbación. En cada sitio se desarrolló un diseño de muestreo que consistió en el uso de dos artes de pesca (electropesca y nasas) y la toma de parámetros fisicoquímicos e hidrológicos. Posteriormente los organismos fueron identificados hasta el especie. Se determinó la composición y diversidad de la comunidad de cada sitio. Se encontraron diferencias espaciales y temporales de las variables fisicoquímica entre los sitios estudiados. Sin embargo, no se lograron detectar diferencias significativas entre riqueza, abundancia y diversidad de la comunidad de peces. Se realizó un Análisis de Correspondencia Canónico (ACC) para conocer si las especies registradas estaban teniendo alguna relación con las características ambientales. El ACC mostró que la presencia de algunas de las especies, están mayormente explicadas por un gradiente en la diversidad de sustrato, el pH y la temperatura, mientras que la presencia de otras, está explicada por un gradiente de oxígeno disuelto y temperatura. Este trabajo representa el primer estudio del estado de la comunidad íctica en el Río Grande de Comitán. Aporta información relevante sobre el estado biológico del ecosistema y su relación con esta comunidad biológica y contribuye a enriquecer el conocimiento de la ictiofauna de la zona; sumando nuevos registros a los listados actuales.

Palabras clave: *perturbación, ictiofauna, ríos, ecología de comunidades, ecosistemas acuáticos*

Abstract

Aquatic ecosystems are severely impaired due to the influence of various human activities, which causes a modification of their natural conditions. At the national level, most of the lotic ecosystems show some degree of environmental degradation. Such is the case of Río Grande de Comitán (RGC), in the state of Chiapas. This river becomes more important because it is the main tributary of the Montebello lake system. The RGC is severely affected as a result of the anthropogenic activities in the area, such as the discharge of urban and industrial wastewater, as well as the intense agricultural activity that it develops in their surroundings. Since 2013 several studies of water quality in the river are carried out. However, little is known about the current state of its fauna and the consequences that the degradation has had on this, in particular on the fish community. This study aims to know the fish community and its structure along a gradient of disturbance in the RGC. During 2013, two samplings were carried out, including the dry season and wet season. Six sampling points were selected along the river, which presented perturbation characteristics. A sampling design that consisted of the use of two fishing arts (electrofishing and minnow traps) and the taking of physicochemical and hydrological parameters was developed. Subsequently the organisms were identified until the species level. The composition and diversity of the community of each site was determined. We found spatial and temporal differences of the physicochemical variables among the studied sites. However, it was not possible to detect significant differences between richness, abundance and diversity of the fish community. A Canonical Correspondence Analysis (CCA) was performed to determine if the species recorded were having any relation to the environmental characteristics. The CCA showed that the presence of some of the species are mainly explained by a gradient in substrate diversity, pH and temperature, while the presence of others is explained by a gradient of dissolved oxygen and temperature. This work represents the first type study of the fish community in the Río Grande de Comitán. It provides relevant information on the biological state of the ecosystem and its relationship with this community, and contributes to the knowledge of the ichthyofauna of the area; adding new records to current listings.

Keywords: *perturbation, ichthyofauna, rivers, streams, community ecology, aquatic ecosystems*

Introducción

Los ecosistemas acuáticos se encuentran severamente afectados debido a la influencia de diversas actividades humanas, lo que provoca una modificación de las condiciones naturales (Benke, 1990; Reyes-Gavilán *et al.*, 1996; Langergrabe y Muellegger, 2005). Entre las principales causas de estas afectaciones se encuentran: la urbanización, la deforestación y la agricultura (Karr *et al.*, 1985; Dynesius y Nilsson, 1994; Poff *et al.*, 1997). México no es la excepción respecto a esta problemática (Domínguez *et al.*, 2006; Garrido *et al.*, 2010). A nivel nacional la mayoría de las cuencas se encuentran en algún estado de degradación ambiental (Domínguez *et al.*, 2006; Weigel *et al.*, 2002; Mercado-Silva *et al.*, 2002; Garrido *et al.*, 2010). Tal es el caso de la Cuenca Grijalva-Usumacinta, una de las mayores cuencas del país (Lozano y Contreras, 1987; Rodiles-Hernández, 2005, Espinosa-Pérez *et al.*, 2014). Esta cuenca es considerada una región hidrológica prioritaria de alta diversidad biológica, sin embargo, es una de las más contaminadas a nivel nacional (Escobar, 2002).

Gran parte de la cuenca del río Usumacinta abarca el estado de Chiapas (Rodiles-Hernández, 2005). Esta entidad cuenta con 110 mil hectáreas de aguas continentales con una gran diversidad hidrológica, incluyendo 72 ríos perennes que representan aproximadamente el 30% de los recursos hidrológicos del país (Lozano y Contreras, 1987). La diversa red hidrológica de esta cuenca se debe a su ubicación en una de las regiones de más alta precipitación, haciéndola a su vez, una de las regiones con mayor biodiversidad de Mesoamérica (March y Castro, 2010). Esto ha propiciado una zona con una alta riqueza de endemismos, que en su mayoría está dada por las especies de peces continentales. A pesar de esto, muchos de los cuerpos de agua que alberga el estado se encuentran deteriorados debido a diversas actividades antropogénicas (Escobar, 2002), tal es el caso del Río Grande de Comitán (RGC), ubicado en su subcuenca homónima (Rodiles-Hernández, 2005). Este ecosistema lótico también forma parte del sistema hidrológico del Parque Nacional Lagunas de Montebello, siendo el principal afluente que desemboca en el sistema lacustre (CONANP, 2007; Alvarado, 2014).

El RGC se ubica en las cercanías de la ciudad de Comitán de Domínguez, por lo cual está expuesto a la influencia antropogénica, en particular, a la descarga de aguas residuales y al producto de agua de retorno agrícola (Juárez, 2014). Además, a lo largo del río hay apertura de canales de riego, bombas para irrigación y construcción de cárcamos (Alvarado, 2014). En conjunto, todas estas alteraciones han

provocado que el río presente características de un ecosistema deteriorado (Lammert y Allan, 1999; Wang *et al.*, 2001; Wenger *et al.*, 2010).

El deterioro de un cuerpo de agua, como es el caso del RGC, se refleja en cambios de sus componentes bióticos y abióticos (Fausch *et al.*, 2002). Uno de los principales cambios es la degradación en la calidad del agua, que conlleva a una cascada de efectos negativos para todo el ecosistema (Allan y Flecker, 1993; Dynesius y Nilsson, 1994; Garrido *et al.*, 2010; Walters *et al.*, 2010). Estos efectos negativos se caracterizan por un alto aporte de nutrientes, bajas concentraciones de oxígeno disuelto y altos valores de turbidez. Otro cambio que indican el deterioro de estos ecosistemas es la alteración de su hidrología y geomorfología fluvial (Sheldon, 1988), debido principalmente a la deforestación y erosión dentro de las cuencas fluviales. Como consecuencia de estos cambios, la estructura natural del río se ve severamente modificada y en algunos casos se pierde por completo (Closs y Downes, 2009).

De manera natural los ríos presentan un gradiente continuo de características físicas, tales como el tipo de sustrato, la velocidad de corriente, la profundidad, el volumen de flujo o caudal, y la morfología del canal (Vannote, 1980; Grossman *et al.*, 1995; Fausch *et al.*, 2002). Los ríos presentan variaciones diarias y estacionales de su fisicoquímica, que están determinadas en mayor medida por los regímenes hidrológicos, además de su composición geológica y la vegetación presente en las inmediaciones del río (Grossman *et al.*, 1990). Este gradiente natural determina la estructura de los hábitats a lo largo del río y tiene gran importancia para la comunidad de peces, ya que la ocurrencia y abundancia de esta comunidad responde a estos gradientes ambientales (Pease, 2010). A lo largo del gradiente natural de los ríos existe un patrón en la diversidad y abundancia de peces, reflejado como la adición de especies, el reemplazo de estas o bien, cambios en sus abundancias relativas (Gilliam *et al.*, 2003). Cuando un río es deteriorado, la función de sus hábitats es modificada o se pierde totalmente, y esto a su vez propicia grandes cambios en la comunidad de peces (Karr y Dudley, 1985; Karr, 1991; Allan y Flecker, 1993; Poff *et al.*, 1997; Walters *et al.*, 2010).

Diversos factores, ya sean bióticos o abióticos, pueden influir en la estructura de la comunidad íctica (Orth, 1987; Gilliam *et al.*, 1993; Peres-Neto, 2004; Castillo-Rivera *et al.*, 2011). Por ejemplo, el tipo de sustrato, la velocidad de corriente, y la profundidad son características importantes del hábitat para la presencia de ciertas especies (Heggenes, 1996; Reyes-Gavilán *et al.*, 1996; Hakamada y Penha, 2014).

También la riqueza ictiofaunística está relacionada con el orden del río; así como también la calidad del agua, la temperatura, los regímenes de caudales, y las interacciones bióticas (Gilliam *et al.*, 1993; Poff *et al.*, 2002; Bejarano *et al.*, 2006; Castillo-Domínguez *et al.*, 2015). En los ríos deteriorados, la estructura de esta comunidad presenta grandes modificaciones, ya sea en su composición, diversidad o distribución (Kaufman, 1992; Lake, 2000). Por un lado, esto puede ser consecuencia de los cambios graduales o abruptos en la calidad y estructura de los hábitats, modificando su disponibilidad y composición. Por otro lado, estos cambios en la comunidad pueden ser consecuencia de una alteración en las interacciones bióticas que se llevan a cabo de manera natural, ya que el deterioro de este ecosistema facilita el establecimiento de especies exóticas o introducidas (Ross, 1991; Wenger *et al.*, 2011), lo que propicia la homogenización de la comunidad de peces (Walters *et al.*, 2010), el desplazamiento de las especies nativas (Allan y Flecker, 1993), así como también la competencia por alimento y espacio (Ross, 1991; Townsend y Crowl, 1991).

Debido al gran deterioro de estos ecosistemas, en las últimas décadas se ha puesto especial atención a la evaluación del estado de los ríos y de la comunidad íctica (Benke, 1990; Niemei *et al.*, 1990; Faush *et al.*, 2002; Poff, 2002; Cabral y Souza, 2003). La mayoría de los estudios se han enfocado a la relación entre las variables hidrológicas (Bain *et al.*, 1988; Heggenes, 1996; Ward 1998; Pease 2010); las modificaciones en los regímenes de caudales y en la disponibilidad de hábitat que se genera o se pierde como consecuencia del deterioro del ecosistema; ya sea por construcción de represas, apertura de canales para riego, entre otros (Reyes-Gavilán *et al.*, 1996; Meador y Goldstein, 2003). Gran parte de estas evaluaciones se han realizado en ríos de zonas templadas y poca información se tiene respecto a las zonas tropicales (Meador y Goldstein, 2003; Pease, 2010; Castillo-Rivera *et al.*, 2011). Estas modificaciones no se han evaluado en el RGC, por lo que se desconoce el estado actual de su comunidad íctica y de su estructura, así como los efectos que la degradación ambiental ha tenido sobre esta comunidad.

A lo largo del RGC se presenta un gradiente de perturbación hacia su zona baja, y es un río relativamente pequeño en cauce y longitud, que lo hace un buen modelo de estudio para conocer y evaluar el comportamiento de la estructura de la comunidad íctica con respecto a un gradiente de perturbación ambiental. Con base en ello, se puede evaluar si estas relaciones sólo están determinadas por algún componente biótico o abiótico en particular, o si se trata de un proceso de carácter aditivo, en

el cual más de un componente está modificando la estructura de la comunidad. El presente estudio, que es el primero en su tipo que se realiza en el RGC, pretende conocer el estado ambiental actual del río, la riqueza y diversidad de la comunidad de peces. La información obtenida nos permitirá hacer inferencias acerca de los componentes que están siendo alterados por la degradación ambiental, y que están propiciando cambios en la estructura de la comunidad.

Objetivos

El objetivo general de este trabajo fue identificar los cambios en la estructura de la comunidad íctica a lo largo de un gradiente de perturbación ambiental, en el RGC.

Los objetivos particulares, derivados del anterior, fueron los siguientes:

- Caracterizar ambientalmente diversos sitios a lo largo del RGC
- Determinar la composición (riqueza, abundancia y diversidad) de la comunidad íctica
- Identificar las variables ambientales que podrían estar propiciando un cambio en la composición de la comunidad.

Métodos

Área de estudio

La zona de estudio forma parte de una de las siete provincias zoogeográficas de Chiapas. Orográficamente conformada por la meseta central del estado, e hidrológicamente por el Río Grande de Comitán y las Lagunas de Montebello. Estas son cuencas fundamentalmente endorreicas, derivadas del Usumacinta (Lozano y Contreras, 1987). El Río Grande de Comitán (RGC) se localiza en el estado de Chiapas y tiene una longitud de 80 km aproximadamente. Este río es el principal afluente de su cuenca homónima, localizada a $90^{\circ}10' 7.6''$ y $91^{\circ} 39' 41.2''$ de longitud oeste y $16^{\circ} 04' 17.1''$ y $16^{\circ} 25' 30.8''$ de latitud norte. La cuenca tiene una extensión de 810 km^2 , abarcando los municipios de Comitán, La Trinitaria, La Independencia y una pequeña porción de Las Margaritas (Figura 1). A su vez, forma parte de la Región Hidrológica Nacional No. 30 Grijalva-Usumacinta (CONANP, 2007; CONAGUA, 2009). Su altitud va de los 2,450 msnm hasta los 1,300 msnm en su parte más baja, donde se encuentra el sistema lacustre de Montebello (CONANP, 2007; Alvarado, 2014). Para una mayor referencia, la ciudad de Comitán de Domínguez se localiza a 163 km de Tuxtla Gutiérrez y a 90 km de la frontera con Guatemala, entre las coordenadas $16^{\circ} 15' 0''$ norte y $92^{\circ} 07' 57''$ oeste, a una altitud de 1,660 msnm. Se encuentra entre los límites del Altiplano Central y de la Depresión Central (SGM, 2012).

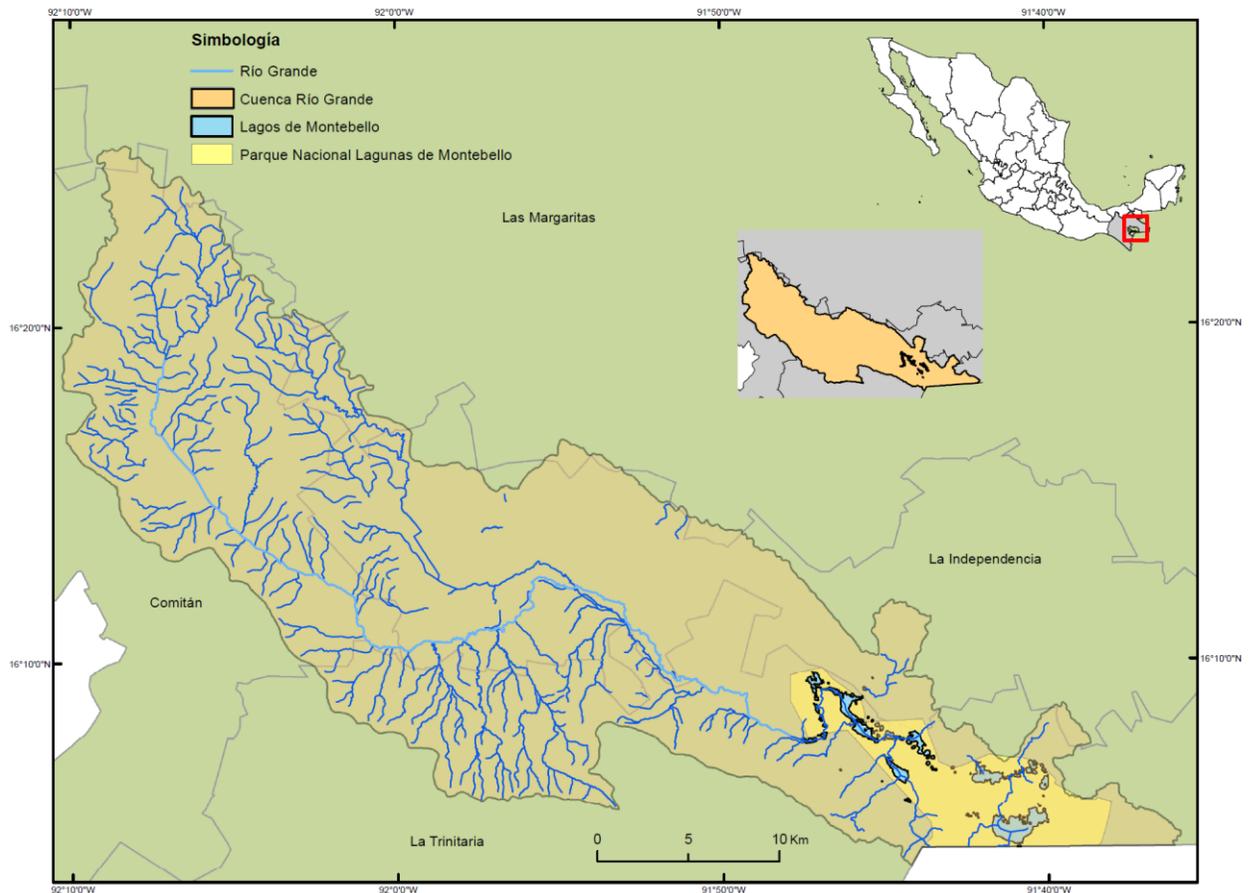


Figura 1. Localización del Río Grande de Comitán, Chiapas.

Clima

La subcuenca del RGC tiene un clima templado con lluvias en verano y una temperatura promedio de 24 °C, con una precipitación media de 1,052 mm por año (Juárez, 2014; SGM, 2012). La temperatura de la cuenca varía de acuerdo a su altitud y a los diferentes períodos del año. Durante los meses de mayo a octubre la temperatura máxima promedio es de 25.5 °C. La temperatura mínima en los meses de noviembre a abril se encuentra entre los 9 y 12 °C en la mayor parte de la cuenca (CONAGUA, 2009).

Vegetación

Los tipos de vegetación y uso de suelo que se encuentran en la cuenca son: bosque mesófilo, de coníferas, bosque deciduo, vegetación secundaria, matorrales, y pastizal cultivado. Sólo 8.8 % del territorio total de la cuenca está constituido por bosques de coníferas. Podemos encontrar bosque mixto pino-encino, pino-encino liquidámbar, así como bosques de pino y bosque de encino. También se

observan bosques fragmentados de pinares y encinares, y en su mayor parte vegetación secundaria con elementos del género acacia y matorrales con especies diversas de cactáceas. En cuanto al uso de suelo, la agricultura de temporal cubre la mayoría del área (CONAGUA, 2009, CONANP, 2007).

Demografía

La cuenca cuenta con un total de 1,188 localidades con una población total de 398,077 habitantes, como se muestra en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Demografía de los municipios que abarca la cuenca del RGC (INEGI, 2015).

Municipio	Número de localidades	Número de habitantes
Comitán	268	153,448
La Trinitaria	415	76,917
La Independencia	112	44,891
Las Margaritas	393	122,821

Trabajo de campo

En mayo de 2014 se realizó una visita prospectiva para la localización de sitios con características que reflejarán diferentes grados de perturbación ambiental en su entorno. De manera visual, se consideraron las condiciones de transparencia, vegetación riparia, cercanía a la zona urbana, descargas de aguas residuales, así como la actividad agropecuaria en sus alrededores. Con base en esta visita se establecieron seis sitios de muestreo a lo largo del río. Dos sitios: Los Riegos y Los Sabinos, se consideraron como sitios con poca perturbación. Mientras que los cuatro sitios restantes (Los Desamparados, E. Zapata, V. Carranza y El Carrizal) se consideraron como altamente perturbados. De estos últimos sitios, el primero está ubicado en las cercanías de la ciudad de Comitán y tiene aportes directos de una planta de tratamiento de aguas residuales; los tres últimos, están ubicados en una región con una intensa actividad agrícola (Figura 2).

De todos los sitios visitados, el sitio Los Riegos, ubicado en la parte alta del río y a 6.7 km de su nacimiento en el manantial Juznajib, fue el sitio más alejado y aguas arriba de la zona urbana, y si bien en sus alrededores se desarrollan actividades agrícolas, esta es menor comparada con los sitios ubicados en

la zona media y baja del río. Además de que, al estar dentro de terreno privado, disminuye la influencia antropogénica. A unos 3 km, el sitio Los Sabinos, fue un sitio cercano a la zona urbana, pero aún con poca actividad agrícola; además de una marcada diferencia altitudinal con respecto al primer sitio. En este sitio se empezó a notar la influencia de ciertas actividades que afectan al ecosistema, como personas que lavaban sus cosechas, propiciando así un aporte de agroquímicos; así como también varias bombas para irrigación.

En la parte media del río se localizaron los sitios con un alto grado de perturbación ambiental. El sitio Los Desamparados fue único, debido a condiciones ambientales severamente disminuidas, ya que a tan sólo 300 m se encontraba una pluma de contaminación, proveniente de un canal de aguas “tratadas”. Este canal tiene su origen en la salida de las lagunas de oxidación de la planta de tratamiento de la ciudad de Comitán. Los siguientes dos sitios, E. Zapata y V. Carranza, están ubicados en una región con una intensa actividad agrícola y con gran cantidad de invernaderos a sus alrededores. Por último, el sitio El Carrizal, al menos durante la visita prospectiva pareció ser un sitio que tenía condiciones moderadamente buenas, como alta oxigenación y gran cantidad de vegetación riparia, así como el cauce más ancho de todo el río. Sin embargo, tenía poco tiempo de haberse construido una plancha de cemento, que posiblemente altero las condiciones naturales del ecosistema y la estructura de la comunidad íctica. Este sitio fue el punto más cercano al lago Balamtetik, que es dónde desemboca el Río Grande de Comitán, y que forma parte del Sistema Lagunar de Montebello. A partir de este momento, se hará referencia a los sitios de muestreo sólo por sus siglas.

Se realizaron dos salidas de campo, una durante la temporada de secas (19 – 24 de abril) y otra en la temporada de lluvias (6 – 10 de octubre). El muestreo se realizó en dirección aguas abajo, desde el sitio LR hasta el sitio EC, ubicado cerca del Parque Nacional Lagunas de Montebello (Figura 2).

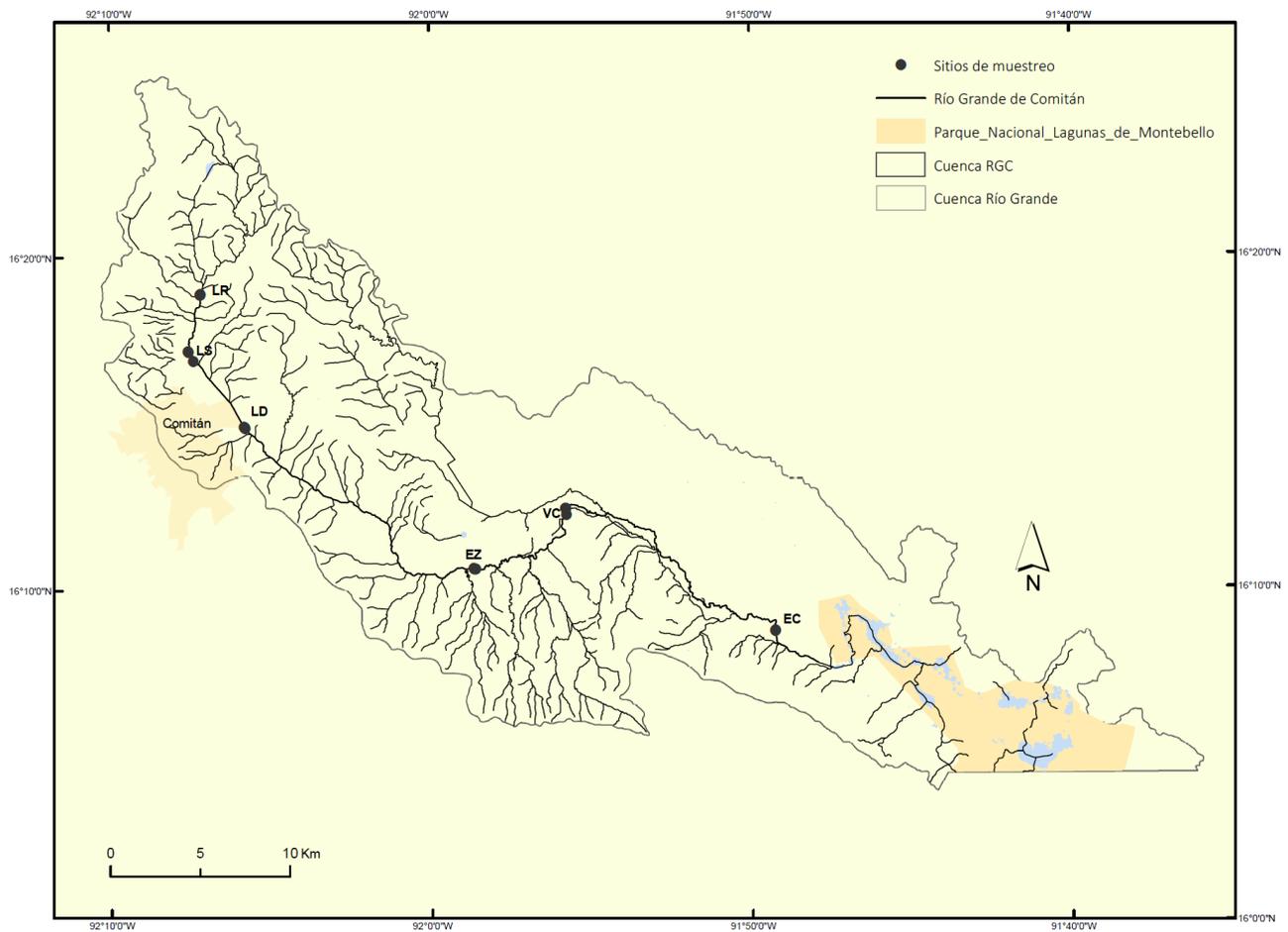


Figura 2. Sitios de colecta en el Río Comitán, Chiapas, México.

Cuadro 2. Características de los sitios de muestreo.

Sitio	Región en el río	Altitud (msnm)	No. subsitios	Long. Transecto (m)	Área muestreada(m ²)
Los Riegos (LR)		1,605	4	136	473
Los Sabinos (LS)	Alta	1,572	4	382	1,480
Los Desamparados (LD)	Alta-media	1,560	4-5*	125	102
E. Zapata (EZ)		1,511	5	154	877
V. Carranza (VC)	Media	1,494	2-3*	130	671
El Carrizal (EC)	Baja	1,467	2-3	106	548

* *Dependiendo del acceso y la morfología del sitio de colecta.*

El área de muestreo dentro de cada sitio dependió del acceso a terrenos privados, como lo fue el caso de LR y EC, en los cuales un pequeño tramo del río pasaba por el terreno, por lo cual el área de muestreo fue limitada a sólo un pequeño transecto. En LD, que es un sitio de libre acceso, el área de muestreo estuvo limitada por la profundidad y el sedimento fangoso en algunos puntos del transecto.

Con la finalidad de obtener la mayor detección de especies, se estableció un muestreo sistemático. El muestreo consistió en realizar dos visitas a cada uno de los seis sitios, durante cada temporada. En cada una de las visitas se realizó una evaluación rápida de las características bióticas y abióticas y se llevó a cabo la colecta de peces. El método de evaluación y colecta de peces se describe a continuación:

Colecta de peces

En cada uno de los sitios se realizó un muestreo sistemático que consistió en la aplicación de dos métodos de pesca: electropesca y nasas (Figura 3). Dentro de los seis sitios analizados siempre se estableció el mismo diseño de muestreo que se explica a continuación. Dentro de cada sitio, se seleccionaron de dos a tres transectos (subsitos) transversales al río para aplicar el primer método de pesca. En cada transecto se realizaron de tres a cuatro barridos de electropesca y en dirección aguas arriba. Dependiendo de la conductividad del sitio, se aplicaron descargas de 300-340 volts, con una duración de 6 -10 segundos cada uno. Se trató, en la medida de lo posible, que el número de subsitos para cada uno de los sitios analizados fuera consistente. Sin embargo, en algunos sitios debido a la morfología y profundidad del cauce, no siempre fue posible realizar todos los transectos. Algunos sitios, dependiendo de la temporada, tuvieron acceso restringido por la presencia de lirio. En cada uno de los sitios siempre se seleccionó un subsito para la colocación de nasas, que se mantuvieron ahí por un tiempo máximo de 75 minutos. Las nasas se colocaron en las dos orillas del cauce para una mayor probabilidad de captura, debido a que la vegetación sirve de refugio para los peces. Posteriormente fueron retiradas y los individuos capturados fueron identificados hasta nivel de especie, contados y liberados *in situ*. Los individuos de difícil identificación se fotografiaron y se fijaron en alcohol al 80% para su posterior identificación en laboratorio.

En el laboratorio se identificaron los individuos colectados en campo hasta el nivel de especie, con la ayuda de las claves taxonómicas de Miller (2009) y Espinoza-Pérez *et al.* (2014). También se contó con la ayuda del personal de la Colección Nacional de Peces del IB.

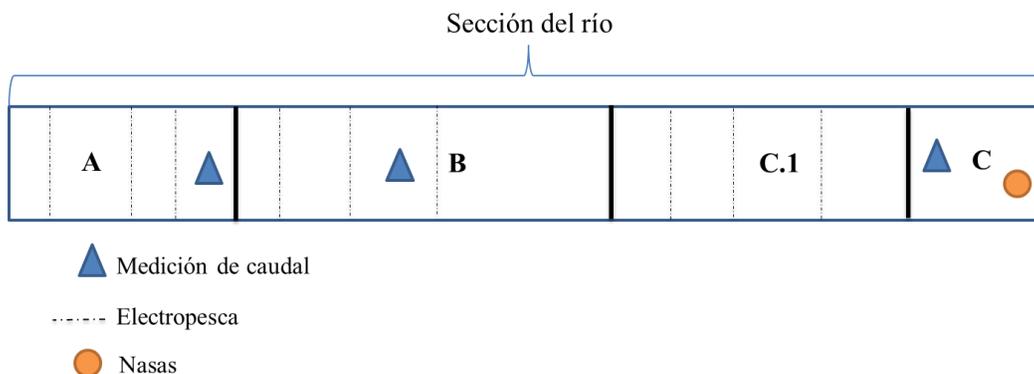


Figura 3. Diseño de muestro realizado en cada uno de los sitios seleccionados en el Río Grande de Comitán, Chiapas, México.

Variables bióticas y abióticas

En cada uno de los subsitios se realizó la toma de parámetros fisicoquímicos con una sonda YSI (6600V2-4). Los parámetros medidos fueron: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), sólidos disueltos totales (mg/L), pH, Potencial de Oxido-Reducción (mV), turbidez (UNT), concentración (mg/L) y porcentaje de oxígeno disuelto.

Siguiendo el Protocolo para la Evaluación Rápida de Ríos (Barbour *et al*, 1999), se realizó una caracterización ambiental de cada sitio. Se determinó visualmente el porcentaje de vegetación riparia, la alteración del cauce y el porcentaje de sustratos inorgánicos. Los sustratos se catalogaron de la siguiente manera: cama de roca, rocas ($> 256 \text{ mm}$), cantos rodados ($64\text{-}256 \text{ mm}$), grava ($2\text{-}64 \text{ mm}$), arena ($0\text{-}0.6 \text{ mm}$) y limo/arcilla ($<0.004\text{-}0.06 \text{ mm}$).

También como parte de esta evaluación, a lo largo de cada sitio se seleccionaron algunos puntos para la medición de caudal. Cada punto fue un transecto transversal que, dependiendo del ancho del cauce, se dividió en secciones separadas cada 20 o 30 cm. En cada sección se registró la profundidad (cm) con una cinta métrica y la velocidad de corriente (m/s) con un velocímetro.

Análisis de datos

Con los datos obtenidos de velocidad y profundidad en cada sección del transecto, se calculó la velocidad promedio y el área. A partir de estos datos se calculó el caudal, mediante el método de área/velocidad, con la fórmula siguiente:

$$Q = AV$$

Donde:

Q: caudal m³/s

A: área del transecto transversal (m²)

V: velocidad promedio del transecto transversal (m/s)

Para conocer la estructura de la comunidad íctica, se obtuvo la riqueza, abundancia y la diversidad en cada uno de los sitios muestreados. Para cada sitio y temporada se calculó el índice α -Fisher. Se utilizó este índice debido a que, en algunos sitios durante las dos temporadas de muestreo, las abundancias fueron muy bajas y muchas de las especies registradas fueron raras. Este índice predice un número pequeño de especies abundantes y una gran proporción de especies raras (Moreno, 2001; Medianero *et al.*, 2003). El índice está determinado por la siguiente ecuación:

$$S = \alpha \log_e \left(1 + \frac{N}{\alpha} \right)$$

Donde:

α = índice de diversidad α -Fisher

S = número de especies en la muestra

N = número de todos los individuos de la muestra

Con la finalidad de incorporar a los sustratos como variables que pudieran tener una influencia sobre la estructura de la comunidad íctica, en particular sobre la riqueza y la abundancia, se calculó la diversidad de Shannon (H') de tipo de sustratos en cada uno de los sitios y por cada temporada. El índice está determinado por la siguiente fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$$

Donde:

S = número de sustratos

P_i = proporción del sustrato i /respecto al total de sustratos

n_i = Porcentaje del sustrato i

N = número de total de todos los sustratos

Con el fin de detectar un agrupamiento de los sitios con base en la estructura de la comunidad de peces, se calcularon dos índices de similitud, el de Jaccard. Este índice se basa en la relación de presencia- ausencia entre el número de especies comunes en dos áreas (o comunidades) y en el número total de especies (Kent y Coker, 1992; Badii *et al*, 2007; Moreno, 2001). El índice se expresa en porcentaje dado la multiplicación última que es por 100, lo que nos expresa el porcentaje de semejanza entre las comunidades comparadas. El índice está determinado por la siguiente fórmula:

$$I_j = \left[\frac{c}{a + b - c} \right]$$

Donde:

I_j = índice de semejanza de Jaccard

a = número de especies exclusivas de la comunidad A

b = número de especies exclusivas de la comunidad B

c = número de especies comunes para ambas comunidades, A y B

Debido a que hay comunidades que pueden ser similares en su composición, pero no en la abundancia de cada una, es que se aplica el índice de Bray-Curtis. Este índice es ampliamente usado en ecología y cuantifica la similitud de dos sitios diferentes basados en los conteos de cada uno (Clarke *et al.*, 2006; Hammer *et al.*, 2016). El índice está determinado por la siguiente ecuación:

$$d_{jk} = 1 - \frac{\sum_i |x_{ji} - x_{ki}|}{\sum_i (x_{ji} + x_{ki})}$$

Donde:

d = similitud de Bray-Curtis entre las muestras j y k

x_{ji} = abundancia del (i) número de especies en la muestra (j)

x_{ki} = abundancia del (i) número de especies en la muestra (k)

Se realizó un análisis clúster para agrupar a los sitios según la similitud de su comunidad. Este análisis es una técnica multivariada que busca agrupar elementos (o variables) tratando de lograr la máxima homogeneidad dentro de cada grupo y la mayor diferencia entre ellos. Es una técnica basada en criterios geométricos y no estadísticos; se utiliza fundamentalmente como una técnica exploratoria, descriptiva pero no explicativa (Hammer *et al.*, 2016). Para este análisis se utilizó el método de encadenamiento UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean). Mediante este método los clústers se unen en función de la distancia media entre todos los miembros de los grupos. De esta manera se agrupan los sitios que presentan menor disimilitud entre ellos. La agrupación de los dos sitios con menor disimilitud, producirá el primer nodo, que se incorporará a una nueva matriz en la que se calcula la disimilitud a cada uno de los sitios restantes, como la media aritmética de las disimilitudes de los dos sitios del primer nodo. Este proceso se repite hasta que todos los objetos quedan agrupados y unidos por nodos internos (Zuur *et al.*, 2007).

Se realizaron los análisis exploratorios de las variables fisicoquímicas y biológicas, con la finalidad de ver su distribución y su comportamiento en cada uno de los sitios. Para esto fue necesario estandarizar todas las variables mediante la estandarización Z, dada por la siguiente ecuación:

$$Z = \frac{x - \mu}{\sigma}$$

Donde:

z = valor tipificado

μ = media del grupo del grupo de valores

σ = desviación típica del grupo de valores

x = valor a tipificar (estandarizar)

Se realizó un Análisis de Correlación de Pearson para cada una de las variables fisicoquímicas, tanto para secas como para lluvias. Posterior a este análisis, se retiraron todas aquellas variables que tuvieron una correlación Pearson (R^2) significativa entre ellas.

Debido a que la mayoría de los datos no cumplió con los supuestos de normalidad, se realizaron análisis no paramétricos. Para establecer diferencias entre los sitios de muestreo con respecto a las variables bióticas y abióticas más importantes, se realizó la prueba de Kruskal-Wallis. Posterior a esto se

realizó una prueba Mann-Whitney para determinar entre cuáles sitios se encontraban las diferencias significativas.

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) con la finalidad de determinar cuáles variables eran las más relevantes en los sitios de muestreo. El ACP es un método multivariado que permite la reducción de la dimensión de un conjunto de datos. Esto se logra a través de la transformación del conjunto original de variables correlacionadas en otro conjunto de nuevas variables no correlacionadas, llamados componentes principales. Las nuevas variables se van construyendo según el aporte en la variación total que recogen de la muestra. Este análisis no requiere la suposición de normalidad de los datos (Jolliffe, 2002).

También se realizó un Análisis de Correlación Canónico (ACC) con la finalidad de observar qué variables ambientales, en particular aquellas indicadoras de algún grado de perturbación en el ecosistema, podrían tener una relación con la estructura de la comunidad íctica (abundancia, riqueza y diversidad) de cada uno de los sitios estudiados. Este análisis multivariado permite visualizar tablas de datos (ambientales y biológicos) en subespacios de baja dimensionalidad que expliquen de forma óptima la inercia. En este caso, al analizar el ACC, buscamos los subespacios que mejor expliquen los datos biológicos, pero con la condición que estos se hallen directamente relacionados con las variables ambientales. Con el ACC obtenemos las dimensiones del subespacio por regresión a partir de variables externas (Greenacre, 2008). Es decir, la correlación canónica identifica la estructura óptima de cada conjunto de variables, que maximiza la relación entre los conjuntos de variables dependientes (datos biológicos) e independientes (datos ambientales).

Los análisis estadísticos se desarrollaron en el programa PAST (versión 3.14), en XLSAT versión 19.01 y R versión 3.3.2.

Resultados

Caracterización ambiental y fisicoquímica del Río Grande Comitán

En cuanto a las características hidrológicas, las mayores velocidades de corriente se registraron en los sitios de las zonas altas (1,600 msnm) y bajas del río (1,400 msnm). Mientras que en los sitios de la parte media del río, se observó una notable disminución de la velocidad. En cuanto al caudal, temporalmente se observó un incremento de la velocidad en todos los sitios, presentándose los valores más altos durante la temporada de lluvias. El caudal mostró una gran variación temporal, ya que durante lluvias hubo un aumento notable en algunos sitios de la parte media y baja del río (EZ, VC y EC); mientras que los sitios de la parte alta (LR y LS) tuvieron una disminución notable (Cuadro 3).

Cuadro 3. Características de los sitios muestreados en el Río Comitán, Chiapas, México. Secas (S); Lluvias (II).

Sitio	Altitud (msnm)	Velocidad (m/s)	Caudal Q (m ³ /s)
Los Riegos	1,605	0.29 (s) 0.24 (II)	1.26 (s) 0.49 (II)
Los Sabinos	1,572	0.12 (s) 0.21 (II)	1.99 (s) 0.36 (II)
Desamparados	1,560	0.09 (s) 0.26 (II)	1.09 (s) 2.23 (II)
E. Zapata	1,511	0.24 (s) 0.50 (II)	1.55 (s) 3.29 (II)
V. Carranza	1,494	0.28 (s) 0.57 (II)	1.25 (s) 2.54 (II)
El Carrizal	1,467	-	-

Los sustratos presentes en el río fueron desde limo/arcilla hasta cantos rodados y grava. La mayoría de los sitios presentó un alto porcentaje de limo/arcilla, mientras que el siguiente sustrato con mayor proporción fue la grava. Se observó un ligero gradiente en cuando los sustratos presentes en cada sitio; los sustratos de las zonas altas fueron poco diversos, consistentes en su mayoría en rocas y cama de roca, mientras que en la zona intermedia presentó mayor tipo de sustratos (Cuadro 4).

Cuadro 4. Caracterización física de los sitios muestreados. Secas y lluvias 2015. Arcilla (AR); rocas (RC); cama de roca (CR); grava (GR); limo (LI); cantos rodados (CA); detritus (DE); barro (BA).

Sitio	Sustrato inorgánico (%)	Sustrato orgánico (%)	V. riparia (%)	V. galería (%)
Los Riegos	AR (80) RC (15) CR (5)	DE (100)	62.50 (s) 77.50 (ll)	92.20
Los Sabinos	CR (80) RC (10) GR (10)	DE (100)	55.0 (s) 76.25 (ll)	74.41
Desamparados	LI (95) CR (5)	DE (95) BA (5)	82.50 (s) 88.75 (ll)	64.64
E. Zapata	CA (80) AR (10) RC (10)	DE (50) BA (5)	84.0 (s) 99.0 (ll)	56.01
V. Carranza	AR (90) CA (5) RC (5)	BA (100)	96.67 (s y ll)	-
El Carrizal	AR (90) RC (10)	BA (100)	100 (s y ll)	-

En los sitios ubicados en la zona alta del río se presentaron características óptimas y subóptimas con respecto a la alteración del cauce; mientras que el resto de los sitios presentó características marginales y pobres. Otra característica que se registró fue la disponibilidad de sustrato para epifauna. Este componente fue calificado como óptimo en LR y EC, mientras que los sitios restantes fueron catalogados como pobres.

Las características fisicoquímicas del RGC reflejan las condiciones típicas de un río tropical. Con temperaturas promedio que no varían abruptamente de una temporada a otra. Con valores de pH de neutros a ligeramente alcalinos, debido a la naturaleza cársica de la subcuenca del río. Los valores de temperatura siempre fueron más altos en los sitios de la zona baja del río, mientras que, en la zona alta siempre se presentaron los valores más bajos durante las dos temporadas. Estos gradientes de temperatura generalmente se observan en los ríos tropicales, y tiene relación con la altitud de cada una de las zonas del río. A pesar de que ciertas variables fisicoquímicas tuvieron valores que se atribuyen a la misma naturaleza de este tipo de ecosistemas, como la temperatura, otras variables como lo oxígeno disuelto y los sólidos disueltos totales en algunos sitios del río, presentaron valores que indican algún grado de perturbación.

De igual manera, los valores de turbidez fueron altos en la mayoría de los sitios, a excepción de aquellos ubicados en la zona alta del río. Esta variable sólo se midió durante la temporada de secas, sin embargo, durante temporada de lluvias, una evaluación visual de esta misma variable indica que no hubo grandes cambios de una temporada a otra.

En el Anexo I, las tablas A y B resumen la estadística descriptiva de cada parámetro, en cada una de las temporadas.

La temperatura del agua se mantuvo relativamente constante en todos los sitios durante las dos temporadas, oscilando entre valores de 20 a 27°C en la temporada seca, y de 21 a 23°C en la temporada de lluvias (Anexo I. Tablas A y B). En temporada de secas los valores más altos se registraron en VC, mientras que en lluvias se registraron en EC. Las mayores fluctuaciones de temperatura se registraron en EZ, ya que en algunos puntos del sitio hubo vegetación de galería, mientras que otros eran puntos totalmente abiertos (erosionados), y sin ningún aporte de sombra. La prueba de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas entre los sitios de muestreo, durante las dos temporadas (Figura 4, A y B). Posteriormente, la prueba Mann-Whitney mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los sitios de la parte alta y los sitios de la parte media y baja del río. Durante la temporada seca, la mayoría de los sitios mostraron diferencias significativas entre sí, a excepción de LR y LS (Figura 4A). Durante lluvias las diferencias de temperatura entre sitios fueron significativas, pero no entre todos los sitios. Esto puede deberse a una homogenización de la temperatura como consecuencia de la precipitación.

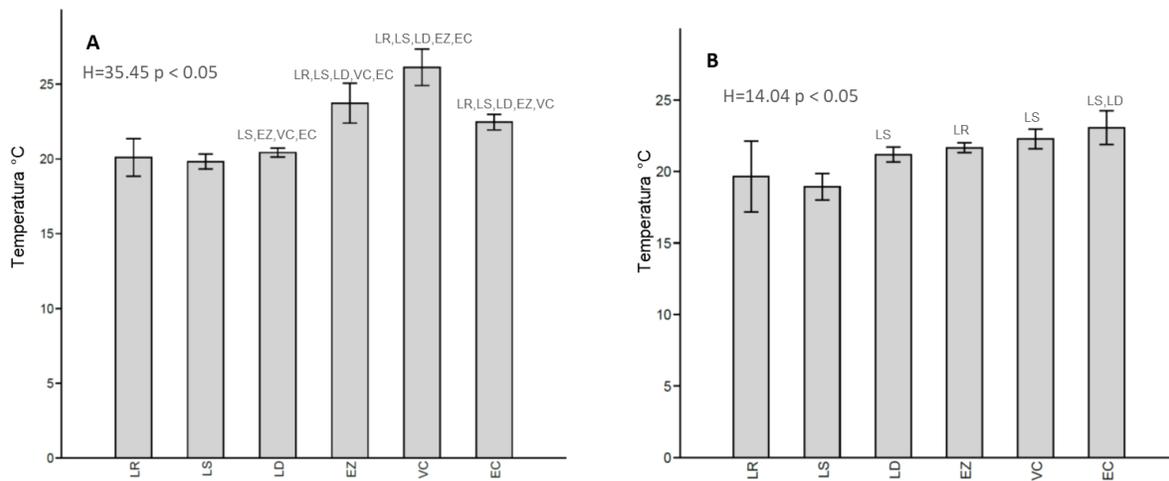


Figura 4. Variación de la temperatura ($^{\circ}\text{C} \pm \text{DE}$) durante la temporada de secas (A) y lluvias (B) en seis sitios del Río Grande de Comitán. Letras en gris señalan diferencias significativas con esos sitios ($p < 0.05$) en la prueba de Mann Whitney. De la zona alta a la zona baja: LR (Los Riegos); LS (Los Sabinos); LD (Los Desamparados); EZ (E. Zapata); VC (V. Carranza); EC (El Carrizal).

El oxígeno disuelto fue uno de los parámetros más fluctuantes, tanto espacial como temporalmente. Los sitios LR y LS se caracterizaron por presentar buenas concentraciones de oxígeno durante las dos temporadas de muestreo, con valores promedio de 7.54 mg/L (83% de saturación) y 7.16 mg/L (78.6% de saturación) respectivamente, con un ligero aumento en LR durante la temporada de lluvias (Anexo I. Tablas A y B). El sitio LD se caracterizó por ser el único con valores hipóxicos durante las dos temporadas (0.15 – 1.05 mg/L) y con saturación de 12.5% y 1.7% respectivamente. Incluso, en temporada de lluvias, los valores de OD en este sitio fueron más bajos que en secas, alcanzando niveles anóxicos (Anexo I. Tabla B). Los sitios EZ y VC presentaron las mayores variaciones de OD entre las dos temporadas de muestreo, con concentraciones promedio altas durante la temporada seca y concentraciones de óptimas a muy bajas durante lluvias. En la temporada de lluvias estos mismos sitios mostraron el mismo comportamiento que LD, disminuyendo notablemente la concentración de oxígeno, con valores promedio de 2.87 mg/L en EZ y 6.77 mg/L en VC. En la parte baja, en el sitio EC, los valores de oxígeno fueron cercanos a los registrados en los sitios LR y LS, con valores de 5.22 mg/L durante secas y con una ligera disminución durante lluvias, con 4.97 mg/L (Anexo I. Tablas A y B).

En la prueba de Kruskal-Wallis y en la prueba de Mann-Whitney, todos los sitios mostraron diferencias significativas durante secas (Figura 5A). Este patrón que se conservó durante lluvias, a excepción de LR y LS, los cuales no fueron significativamente diferentes (Figura 5B).

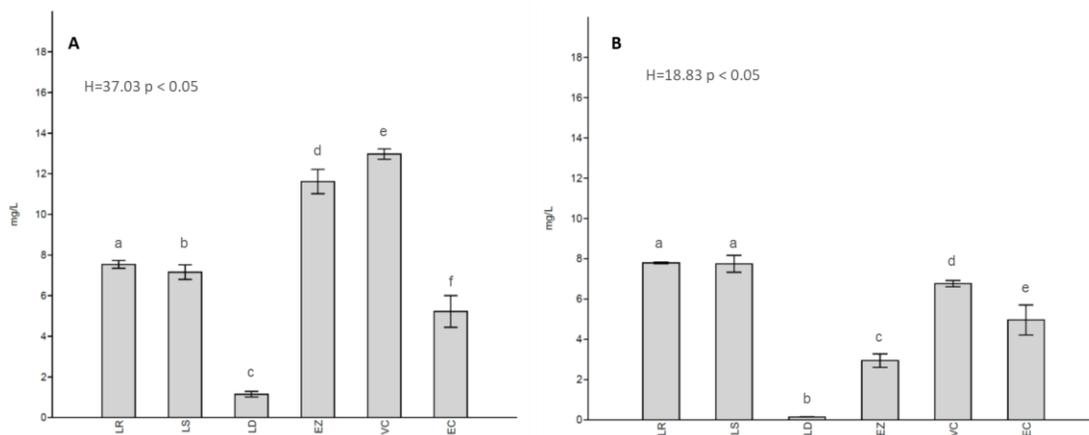


Figura 5. Variación de oxígeno disuelto (mg/L \pm DE) durante la temporada de secas (A) y lluvias (B) en seis sitios del Río Grande de Comitán. Letras diferentes señalan diferencias significativas ($p < 0.05$) en la prueba de Mann Whitney. De la zona alta a la zona baja: LR (Los Riegos); LS (Los Sabinos); LD (Los Desamparados); EZ (E. Zapata); VC (V. Carranza); EC (El Carrizal).

En cuanto a sólidos disueltos totales, los valores registrados tuvieron marcadas variaciones entre las dos temporadas. Los sitios LR y LS se caracterizaron nuevamente por presentar las menores concentraciones de este parámetro. Durante secas presentaron concentraciones promedio de 312 y 294 mg/L respectivamente (Anexo Tabla A). En la temporada de lluvias, los valores disminuyeron notablemente, con 214 mg/L en LR y 203 mg/L en LS. (Anexo Tabla B). El sitio LD también presentó valores bajos durante las dos temporadas, con 316 mg/L en secas y con una ligera disminución en lluvias, con 277 mg/L. Los tres sitios ubicados en la zona media y baja del río, EZ, VC y EC, presentaron concentraciones muy elevadas de SDT, al menos durante una temporada, fluctuando entre 544 y 566 mg/L.

La prueba de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas entre los sitios ($p < 0.05$). Durante la temporada seca, la prueba de Mann-Whitney mostró diferencias significativas para la mayoría de los sitios ($p < 0.05$). Los sitios de LS y LD, aún con valores muy cercanos, resultaron significativamente diferentes (Figura 6A). Los sitios EZ y VC también fueron significativamente diferentes del sitio EC. Durante la temporada de lluvias, la prueba de Mann-Whitney mostró diferencias significativas entre todos los sitios ($p < 0.05$) (Figura 6B).

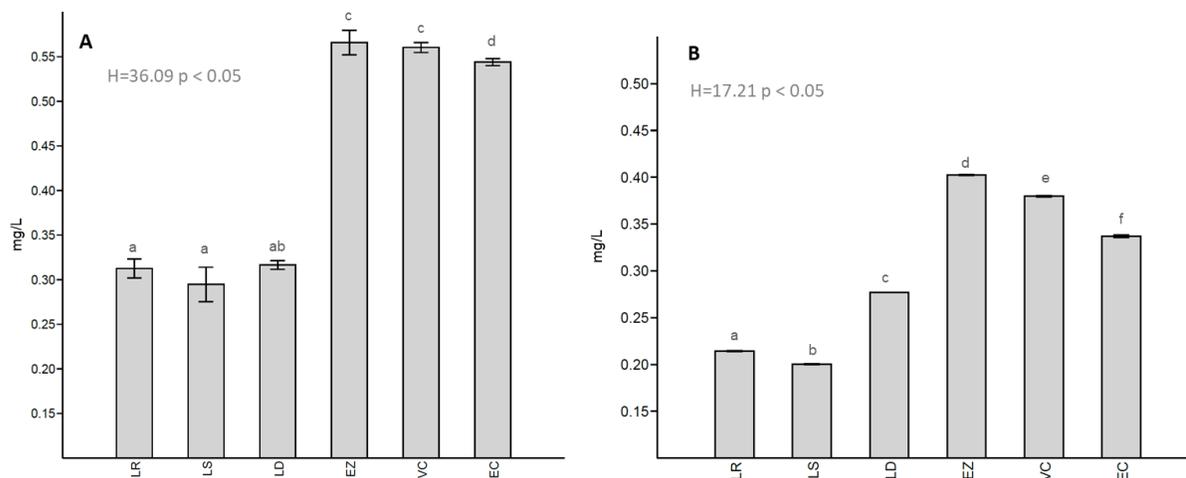


Figura 6. Variación de sólidos disueltos totales (mg/L \pm DE) durante la temporada de secas (A) y lluvias (B) en seis sitios del Río Grande de Comitán. Letras diferentes señalan diferencias significativas ($p < 0.05$) en la prueba de Mann Whitney. De la zona alta a la zona baja: LR (Los Riegos); LS (Los Sabinos); LD (Los Desamparados); EZ (E. Zapata); VC (V. Carranza); EC (El Carrizal).

La condición de pH fue de neutra a ligeramente alcalina, característica que es debida a la naturaleza kárstica de la subcuenca del RGC (Figura 7). Este parámetro se mantuvo constante, tanto espacial como temporalmente, con valores entre 7 y 8.5 (Anexo. Tablas A y B), aunque con una alta variación dentro de cada sitio durante la temporada de secas, lo que propició que, aunque los valores fueran cercanos, hubiera diferencias significativas entre la mayoría de estos ($p < 0.05$) (Figura 6). La mayor variación se presentó siempre en LD, con valores que oscilaron entre 6.1 y 8.

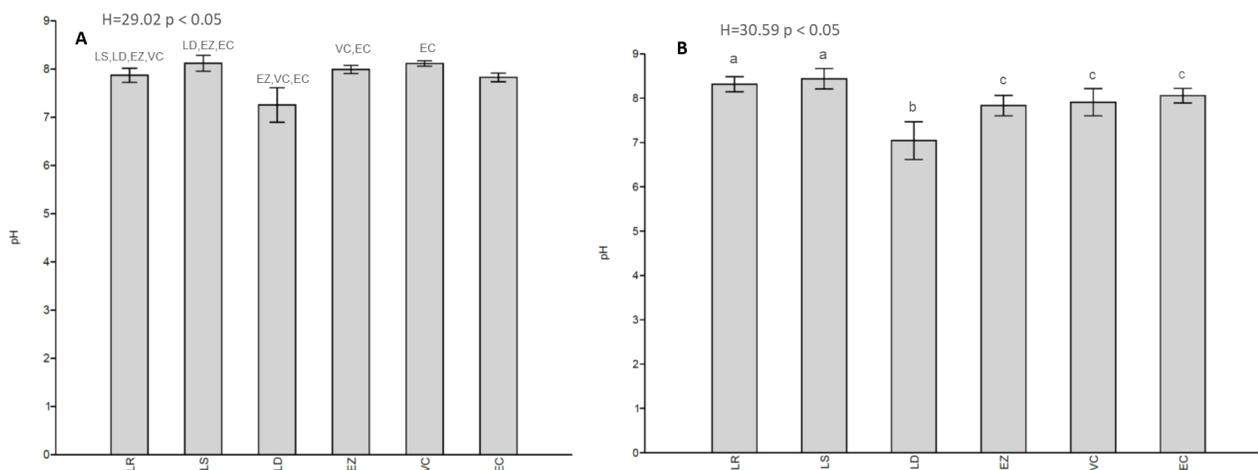


Figura 7. Variación del pH (unidades de $\text{pH} \pm \text{DE}$) durante la temporada de secas (A) y lluvias (B) en seis sitios del Río Grande de Comitán. En A las letras en gris señalan diferencias significativas con esos sitios ($p < 0.05$) en la prueba de Mann Whitney. En B, letras diferentes señalan diferencias significativas en la misma prueba. De la zona alta a la zona baja: LR (Los Riegos); LS (Los Sabinos); LD (Los Desamparados); EZ (E. Zapata); VC (V. Carranza); EC (El Carrizal).

Análisis de correlación

En las Figuras 1 y 2 el Anexo I se observa que la distribución de la mayoría de las variables ambientales no cumplió con los supuestos de normalidad.

En cuanto a la correlación de Pearson de las variables fisicoquímicas, la conductividad eléctrica y la temperatura mostraron una correlación alta y significativa ($R = 0.93$, $p < 0.05$). Como la temperatura afecta otras propiedades del agua, como el oxígeno disuelto (Manon y Hossain, 2011), la viscosidad y la concentración de nutrientes, siempre resulta en correlaciones indirectas como muchas variables, por lo

que resulta difícil separar los efectos directos de este parámetro de los efectos indirectos en las otras propiedades (Hayashi, 2003). La correlación del pH con la concentración de oxígeno fue alta y significativa ($R = 0.75$, $p < 0.05$). Esto se puede deber a que, en sistemas altamente perturbados, la gran actividad bacteriana debido a la presencia de altas concentraciones de materia orgánica, modifican los valores de pH, por lo general tendiendo a la acidez. Al mismo tiempo esta actividad bacteriana está consumiendo el oxígeno disponible en el medio, por lo cual, estas dos variables podrían estar indirectamente correlacionadas.

Análisis de componentes principales

En el Análisis de Componentes Principales (ACP) los primeros tres componentes explicaron el 88.50% de la variación en los datos fisicoquímicos. Contribuyendo con un 42.46%, el primer componente corresponde a un gradiente sólidos disueltos totales, temperatura y vegetación riparia. Ubicados en este gradiente (parte superior izquierda de la Figura 8), están los sitios asociados a menor temperatura, menores concentraciones de oxígeno y menor porcentaje de vegetación riparia. Del lado superior derecho, se encuentran los sitios asociados a este mismo a los mayores valores de este gradiente. Los sitios LR y LS tuvieron concentraciones de SDT bajas durante las dos temporadas, razón por la cual 1 y 2 se ubican ahí. Por su posición en la parte alta del río, estos sitios fueron los más bajos en temperatura. El porcentaje de vegetación riparia en estos dos sitios se mantuvo baja durante la temporada seca, mientras que en lluvias aumento en un 10%.

El segundo componente, con el 32.56% de contribución en la variación, corresponde a un gradiente de oxígeno disuelto, pH y diversidad de sustratos. Los sitios ubicados en este gradiente van de los sitios más oxigenados, con mayores valores de pH y con alta diversidad de sustratos. Los sitios de EZ-1 y VC-1 (parte superior derecha de la Figura 8) mostraron valores de saturación de oxígeno, mientras que los sitios de LR y LS, tanto en secas como en lluvias, fueron sitios con oxigenación moderada. El sitio LD siempre fue el más bajo en oxigenación, razón por la que se ubica en la parte inferior del eje del componente. Los sitios EZ-2 y VC-2 se ubican también en la parte inferior, debido a que en la temporada de lluvias bajaron considerablemente las concentraciones de OD (Anexo I. Tablas A y B). En LR y LS sólo hubo presencia de dos tipos de sustrato (grava y cama de roca), por lo que fueron bajos en diversidad de sustrato. El sitio EZ

junto con VC fueron los que presentaron una alta variedad de sustratos (grava, cantos rodados y arcilla) y en diversos porcentajes.

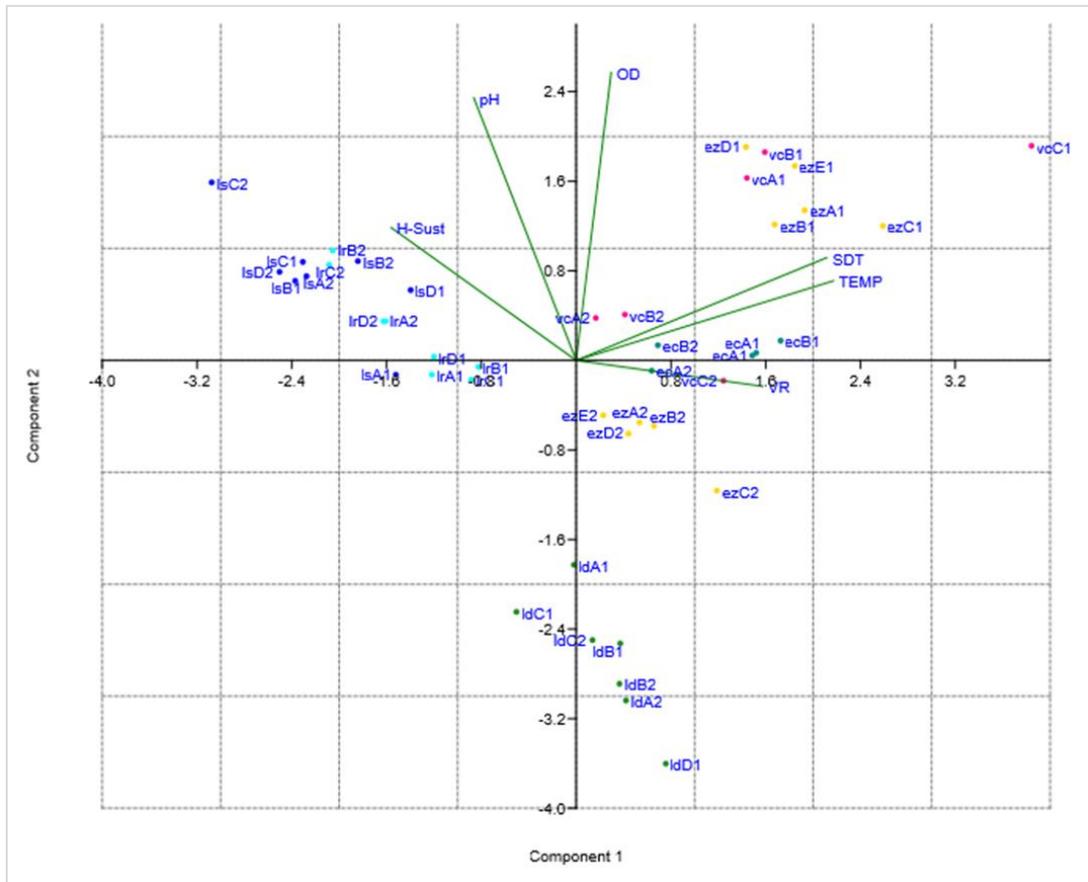


Figura 8. Biplot del ACP de las variables fisicoquímicas de los seis sitios durante dos temporadas. OD= oxígeno disuelto; VEL=velocidad de corriente; PROF= profundidad; TEMP = temperatura; VR= % de vegetación riparia. Ir (Los Riegos); Is (Los Sabinos); Id (Los Desamparados); ez (E. Zapata); vc (V. Carranza); ec (El Carrizal). Los números 1 y 2 en cada sitio, hacen referencia a la temporada de secas y lluvias respectivamente.

Estructura de la comunidad íctica

En el presente estudio se colectaron 596 ejemplares durante dos temporadas de muestreo en el Río Grande de Comitán. Se registró una riqueza total de 12 especies y una subespecie distribuidas en seis familias (Cuadro 5), de las cuales Poeciliidae fue la mejor representada con cuatro especies: *Poecilia reticulata*, *Poeciliopsis gracilis*, *Poeciliopsis hnlickai* y *Poecilia mexicana*; estos son los primeros registros de estas especies para la zona. Otra familia bien representada fue Profundulidae, del subgénero Tlaloc (Morcillo *et al.*, 2015) con dos especies nativas y endémicas de la zona (González-Díaz *et al.*, 2005; Valencia-Díaz y Espinosa-Pérez, 2011); una de ellas (*Profundulus candalarius*), catalogada como casi amenazada por la IUCN. Las cuatro familias restantes sólo tuvieron una especie y comprendieron menos del 5% de los especímenes colectados durante todo el estudio. Del total de especies registradas, tres fueron introducidas (*C. carpio*, *P. reticulata* y *Oreochromis* sp). Se observaron diferentes ensamblajes de la comunidad a lo largo del río, variando desde sitios sin ninguna especie, hasta sitios con alta riqueza, donde se colectaron un total de seis especies al menos durante una temporada. En el sitio de EZ no se registró ninguna especie durante las dos temporadas de muestreo.

Cuadro 5. Riqueza de especies registradas en el Río Grande de Comitán, Chiapas. Temporada de secas (19-24 de abril, 2015) y lluvias (6-7 de octubre, 2015). La información taxonómica y de distribución está basada en Miller (2009) y Fishbase.org.

Familia	Especie	Nombre común	Distribución
Characidae	<i>Astyanax aeneus</i> (Günther)	Pepesca	Nativo
Cichlidae	<i>Oreochromis</i> sp.	-	Introducido
Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus)	Carpa común	Introducido
Pimelodidae	<i>Rhamdia guatemalensis</i> (Günther)	Juil descolorido	Nativo
Poeciliidae	<i>Poecilia mexicana</i> (Steindachner)	Topote del Atlántico	Nativo
	<i>Poeciliopsis gracilis</i> (Heckel)	Guatopote jarocho	Nativo
	<i>Poeciliopsis hnlickai</i> (Meyer y Vogel)	Guatopote de Ixtapa	Nativo
	<i>Poecilia reticulata</i> (Peters)	Guppy	Introducido
	<i>Poecilia</i> sp.	-	-
Profundulidae	Subgénero Tlaloc		
	<i>Profundulus candalarius</i> (Hubbs)	Escamudo e Comitán	Nativo
	<i>Profundulus</i> aff. <i>candalarius</i>	-	Nativo
	<i>Profundulus labialis</i> (Günther)	Escamudo bocón	Nativo

Las especies *P. candalarius*, *C. carpio*, *P. mexicana* y *P. aff. candalarius*, fueron las especies con mayor distribución en el RGC, ya que se registraron en la mayoría de los sitios (33-50%). Estas especies, junto con *P. reticulata*, fueron las más abundantes, correspondiendo al 94.44% del total de peces capturados en todo el estudio (Cuadro 6). Mientras que las especies restantes representaron menos del 5% del total de organismos capturados.

Cuadro 6. Proporción de abundancia para cada una de las especies registradas durante las dos temporadas en el RGC.

Taxa	Prom. individuos capturados	%
<i>Astyanax aeneus</i>	2	0.33
<i>Cyprinus carpio</i>	40	6.71
<i>Poecilia mexicana</i>	142	23.82
<i>Poecilia reticulata</i>	176	29.53
Poecilia sp	8	1.34
<i>Poeciliopsis gracilis</i>	1	0.16
<i>Poeciliopsis hnilickai</i>	6	1.00
<i>Profundulus candalarius</i>	177	29.69
<i>Profundulus aff. candalarius</i>	28	4.69
<i>Profundulus labialis</i>	9	1.51
<i>Oreochromis</i> sp	4	0.67
<i>Rhamdia guatemalensis</i>	3	0.50

En la Figura 9 se puede observar la curva de acumulación de especies, agrupando las dos temporadas de estudio. La curva tiene un comportamiento asintótico cuando se aproxima a las 12 especies, siendo éste, el número total de especies registradas en este estudio. Por lo tanto, esto indica que por más sitios que se muestreen en el río, la riqueza total muy probablemente no será mayor a 12 especies. Hay que recordar que el diseño de muestreo que se llevó a cabo contempló hacer dos visitas a cada uno de los sitios durante cada temporada. Esto se realizó con la finalidad de aumentar la detectabilidad de los individuos. Además, en cada sitio se aplicaron dos artes de pesca (electropesca y nasas), lo que aumenta la probabilidad de captura.

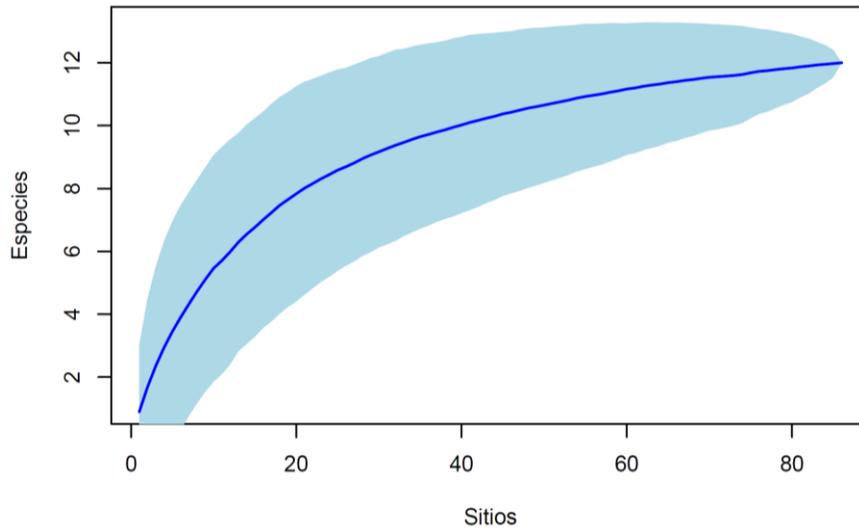


Figura 9. Curva de acumulación de especies de la comunidad de peces registradas en cinco sitios de muestreo en el Río Grande de Comitán, durante dos temporadas.

Temporalmente, en algunos sitios se observó un recambio de especies, particularmente en la temporada de lluvias (Cuadro 7). Hubo especies raras que fueron únicas de un sitio y de una temporada. Este es el caso de *A. aeneus* y *P. gracilis*, que sólo se registraron en LD y cuyas abundancias no fueron mayores a dos individuos. Lo mismo sucedió con *R. guatemalensis*, sólo registrada en EC durante la temporada de secas y con bajas abundancias. La especie nativa *P. candalarius* se mantuvo como la especie dominante durante las dos temporadas en los sitios de la zona alta del río (LR y LS). Únicamente durante la temporada de lluvias se registró la especie exótica *P. reticulata* en los sitios de la zona baja del río, VC y EC. Las abundancias de esta especie fueron mucho mayores que las abundancias del resto de las especies registradas en los tres sitios restantes; por lo que parece que su presencia está restringida, al menos en los sitios visitados, a la temporada de lluvias. Otro caso es el de *P. candalarius*, la cual no estuvo restringida por la temporalidad, pero sí por las condiciones ambientales de cada sitio. Ya sea por las preferencias de hábitat de la especie o por ser intolerantes a condiciones de perturbación.

Cuadro 7. Matriz de presencia-ausencia y abundancia relativa de todas las especies colectadas en el Río Grande de Comitán durante dos temporadas de muestreo en 2015.

	Secas						Lluvias					
	LR	LS	LD	VC	EC	%	LR	LS	LD	VC	EC	%
<i>A. aeneus</i>			*			2.47						0
<i>C. carpio</i>			*		*	27.16			*		*	3.23
<i>P. mexicana</i>				*	*	12.35					*	24.60
<i>P. reticulata</i>						0				*	*	37.88
<i>Poecilia</i> sp.						0	*	*				1.44
<i>P. gracilis</i>			*			1.23						0
<i>P. hnilickai</i>			*			4.94			*			0.36
<i>P. candalarius</i>	*	*	*			45.68	*	*				25.49
<i>P. aff. candalarius</i>			*			1.23	*	*	*			4.85
<i>P. labialis</i>		*				1.23		*				1.44
<i>Oreochromis</i> sp.						0				*		0.72
<i>R. guatemalensis</i>					*	3.70						0

En los LR y LS, la especie dominante durante la temporada seca fue *P. candalarius*; pero las mayores abundancias de esta especie se registraron durante la temporada de lluvias. En LS, la riqueza varió de dos a tres especies durante secas y lluvias respectivamente. Durante secas se registraron las especies *P. candalarius* y *P. labialis*, mientras que en lluvias se añadieron dos especies más a este sitio (*P. aff. candalarius* y *Poecilia* sp.). Estas últimas especies pudieron no haberse detectado durante secas a causa de bajas abundancias durante esta temporada, lo que también disminuye la detectabilidad de la especie. La mayor riqueza de especies durante la temporada de secas se registró en LD con un total de seis especies registradas, aunque con abundancias muy bajas (de uno a dos individuos). En la temporada de lluvias, la riqueza registrada en este sitio fue muy baja, con tan sólo la mitad de las especies registradas en la temporada seca (Cuadro 7). Estos cambios en la composición podrían ser indicativo de características ecológicas, biológicas o una respuesta a la perturbación de ese sitio.

EC fue el sitio que mantuvo una alta riqueza durante las dos temporadas. Durante secas se registraron tres especies, mientras que en lluvias aumento a cuatro. En este sitio hubo un recambio y adición de especies, además la abundancia de *P. reticulata* y *P. mexicana* (en lluvias) fue notablemente altas, representando el 62.48% del total capturado en esa temporada (Cuadro 8). El sitio con menor

riqueza durante las dos temporadas fue VC, con la presencia de una especie diferente en cada temporada, *P. mexicana* (secas) y *P. reticulata* (lluvias), está última con en altas abundancias, representando el 37.8% del total capturado para esa temporada.

Cuadro 8. Abundancia relativa (%) de las especies registradas en secas (A) y lluvias (B) en cada uno de los sitios visitados en el Río Grande de Comitán.

A						B					
Especie/sitios	LR	LS	LD	VC	EC	Especie/sitios	LR	LS	LD	VC	EC
<i>P. candalarius</i>	100	91.7	25	0	0	<i>P. candalarius</i>	86.4	70.2	0	0	0
<i>P. aff. candalarius</i>	0	0	6.3	0	0	<i>P. aff. candalarius</i>	11.4	14.9	18.8	0	0
<i>P. labialis</i>	0	8.3	0	0	0	<i>P. labialis</i>	0	8.5	0.0	0	0
<i>P. gracillis</i>	0	0	6.3	0	0	<i>P. hnlickai</i>	0	0	12.5	0.0	0
<i>P. hnlickai</i>	0	0	25	0	0	<i>P. mexicana</i>	0	0	0	0	75.3
<i>P. mexicana</i>	0	0	0	100	25	<i>C. carpio</i>	0	0	68.8	0	3.8
<i>A. aeneus</i>	0	0	12.5	0	0	<i>P. reticulata</i>	0	0	0	100	18.7
<i>C. Carpio</i>	0	0	25	0	64.3	<i>Oreochromis sp.</i>	0	0	0	0	2.2
<i>R. guatemalensis</i>	0	0	0	0	10.7	<i>Poecilia sp.</i>	2.3	6.4	0	0	0

Durante la temporada de secas, las tres especies dominantes fueron *P. candalarium*, *C. carpio* y *P. mexicana*. La primera fue registrada en 50% de los sitios muestreados, mientras que las dos últimas fueron registradas en 33% de los sitios. Estas tres especies juntas corresponden al 85.19% del total de peces capturados. En cuanto a la temporada de lluvias, las especies más abundantes fueron *P. reticulata*, *P. candalarius* y *P. mexicana*; juntas corresponden al 87.97% de la captura total, pero solamente fueron registradas en 17 y 33% de los sitios muestreados. La especie *P. aff. candalarius* fue una de las menos abundantes (4.85%) durante esta temporada, pero fue la única que se registró en 50% de los sitios (Figura 10B).

Se observa que las comunidades en LR y LS son similares, sin embargo su diversidad es muy baja, siendo *P. candalarius* la especie dominante en los dos sitios, con una abundancia relativa de 100% en LR y 91.67 % en LS, durante la temporada de secas. Esta misma especie durante temporada de lluvias, presento una abundancia relativa de 86.36% en LR y 70.21% en LS (Figura 10A). Estos dos sitios muestran una adición de especies temporal, pero sin reemplazo y con abundancias muy bajas durante la temporada seca.

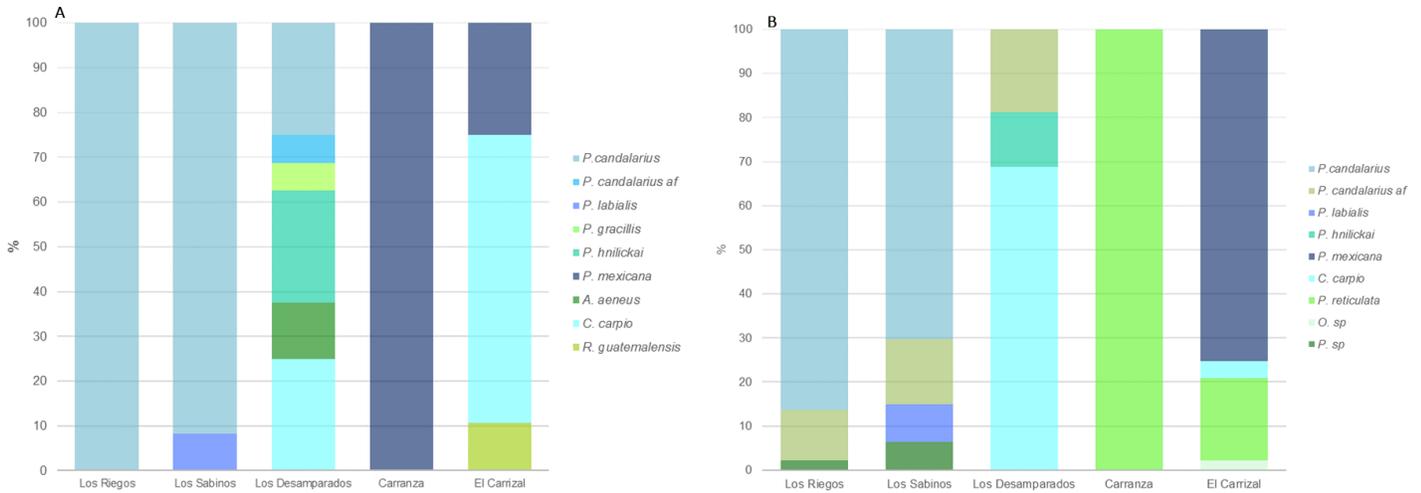


Figura 10. Variación en los cambios de composición y abundancia relativa por sitio y por temporada en el Río Grande de Comitán. Temporada de secas (A), temporada de lluvias (B), ciclo anual.

La riqueza de especies no presentó diferencias significativas entre sitios, tanto para secas ($H = 4.60, p > 0.05$), como para lluvias ($H = 5.75, p > 0.05$). Es probable que estadísticamente no se detectaran diferencias significativas debido a que el número de réplicas por sitio no fue suficiente. Sin embargo, al ver la Figura 11 se observa una tendencia hacia una diferenciación de este componente entre la mayoría de los sitios, particularmente entre LD y EC, así como en los sitios restantes.

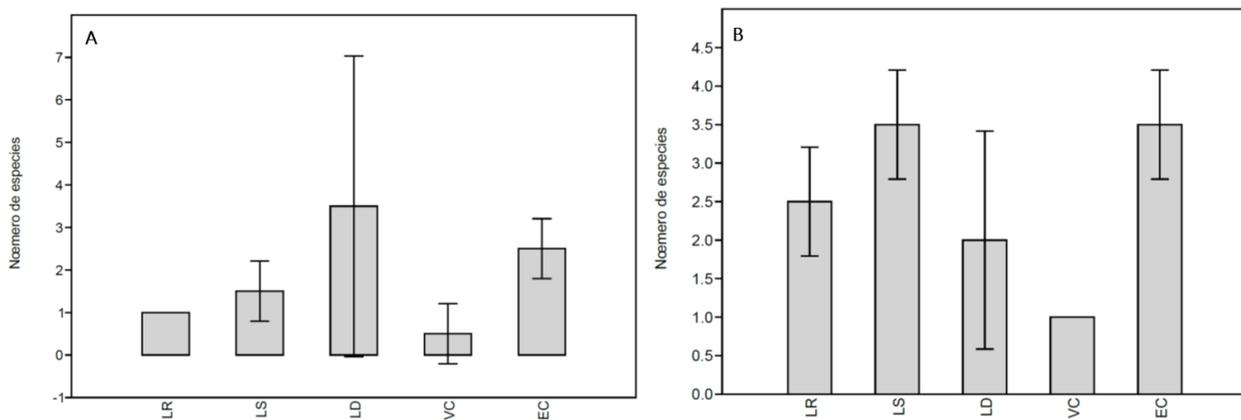


Figura 11. Riqueza de especies (\pm D.E.) en temporada de secas (A) y lluvias (B) en cinco sitios el Río Grande de Comitán. De la zona alta a la zona baja: LR (Los Riegos); LS (Los Sabinos); LD (Los Desamparados); EZ (E. Zapata); VC (V. Carranza); EC (El Carrizal).

Al igual que la riqueza, la abundancia no presentó diferencias significativas entre los sitios, durante temporada de secas ($H = 4.96, p > 0.05$) y temporada de lluvias ($H = 3.92, p > 0.05$) (Figura 12). Para la diversidad tampoco se lograron detectar diferencias significativas entre los sitios en secas ($H = 5.34, p > 0.05$) y en lluvias ($H = -0.62, p > 0.05$) (Figura 13).

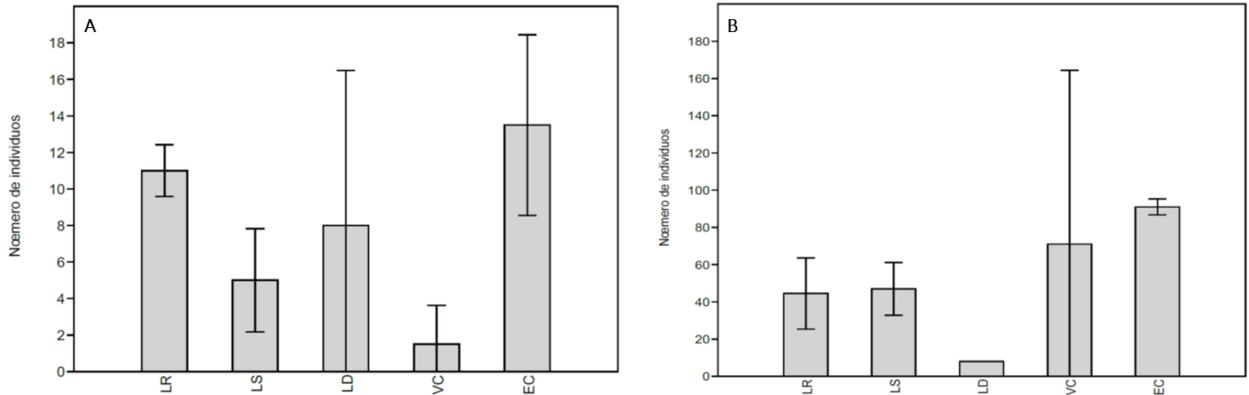


Figura 12. Abundancia de individuos (\pm D.E.) en temporada de secas (A) y lluvias (B) en cinco sitios el Río Grande de Comitán. De la zona alta a la zona baja: LR (Los Riegos); LS (Los Sabinos; LD (Los Desamparados); EZ (E. Zapata); VC (V. Carranza); EC (El Carrizal).

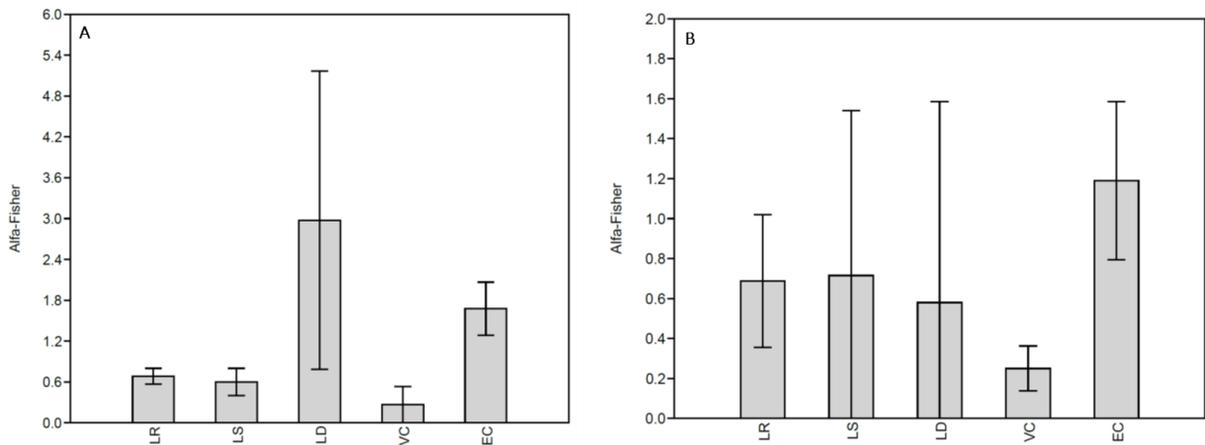


Figura 13. Diversidad de α -Fisher (\pm D.E.) en temporada de secas (A) y lluvias (B) en cinco sitios el Río Grande de Comitán. De la zona alta a la zona baja: LR (Los Riegos); LS (Los Sabinos; LD (Los Desamparados); EZ (E. Zapata); VC (V. Carranza); EC (El Carrizal).

La similitud de la comunidad de peces entre los sitios fue analizada a través del índice de similitud de Jaccard. En total se pudieron establecer tres grupos (Figura 14). El primero donde se ubican los sitios LR y LS, los cuales se caracterizaron por ser los más similares en cuanto a su comunidad (75%). Durante las dos temporadas estos dos sitios, compartieron tres especies (*P. candalarius*, *P. aff. candalarius* y *Poecilia* sp.). Dos de las especies presentes en LR y LS fueron compartidas con LD durante la temporada seca, mostrando así una similitud de 17% y 14% respetivamente. Sin embargo, en LD se registraron dos especies durante la temporada seca que fueron únicas de este sitio (*P. gracilis* y *A. aeneus*). La similitud de la comunidad de peces, de este sitio entre las dos temporadas fue de 67%, puesto que en llluvias se registraron menos especies. Un tercer grupo lo forman los sitios VC y EC, ya que en las dos temporadas compartieron una especie, que fue diferente en cada temporada, *P. mexicana* en secas y *P. reticulata* en llluvias.

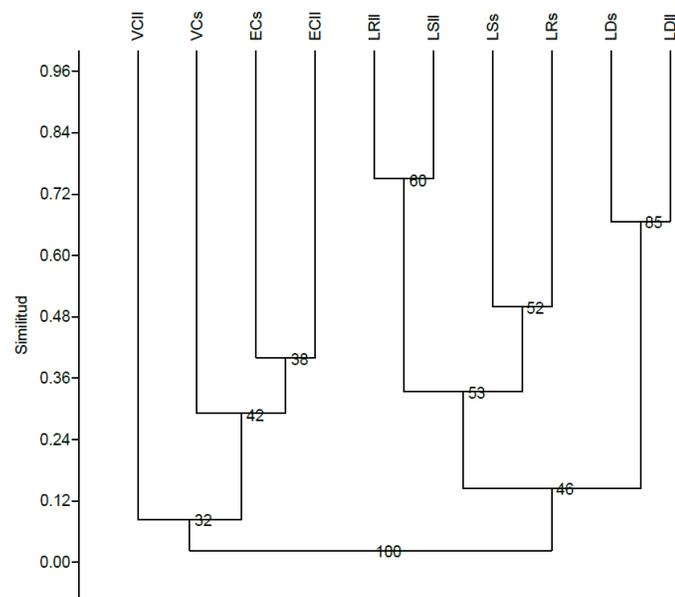


Figura 14. Dendrograma de la similitud de Jaccard entre sitios y entre temporadas. LR (Los Riegos); LS (Los Sabinos); LD (Los Desamparados); EZ (E. Zapata); VC (V. Carranza); EC (El Carrizal). S (secas); II (lluvias).

En cuanto a la similitud de Bray Curtis, el cual toma en cuenta la abundancia de cada especie, se formaron tres grupos en el análisis cluster (Figura 15). El primer grupo lo forman los sitios VC y EC durante la temporada de llluvias, donde fueron similares en un 56%. El segundo grupo lo forman LR y LS, durante

las dos temporadas, con una similitud del 77% en secas, aumentando notablemente en lluvias, con un 93%. El último grupo lo forman LD durante las dos temporadas, así como también EC y VC durante secas, aunque este último sólo es un 16% similar con el resto del grupo.

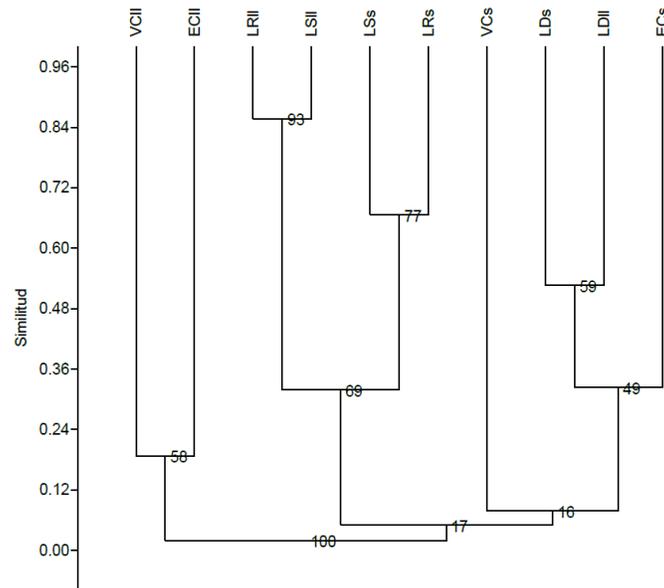


Figura 15. Dendrograma de la similitud de Bray Curtis entre sitios y entre temporadas. LR (Los Riegos); LS (Los Sabinos); LD (Los Desamparados); EZ (E. Zapata); VC (V. Carranza); EC (El Carrizal). S (secas); II (Lluvias).

Análisis de correlación canónica

En el ACC se observa una separación de las especies de acuerdo al gradiente de variables fisicoquímicas y ambientales (Figura 16). Dentro del factor uno se encuentra un gradiente de diversidad de sustratos, pH, y SDT; aportando 47.28% de la variación en los datos. Mientras que el factor dos se encuentra relacionado con un gradiente de oxígeno disuelto y temperatura, aportando el 32.77% de la variación. En la gráfica se observa que todas las especies de la familia Profundulidae están correlacionadas negativamente con las variables temperatura, SDT y vegetación riparia (cuadrante inferior izquierdo). Una de las correlaciones más negativas fue la de *P. candalarius* y *P. aff. Candalarius* (-0.84 y -0.70 respectivamente). Dichas especies siempre se registraron abundancias altas en LR y LS, que se caracterizaron por presentar concentraciones buenas de oxígeno y las menores temperaturas; así como también menor porcentaje de vegetación riparia. Ubicadas en este mismo sector, la especie *P. hnilickai* muestra menor inercia y una correlación baja con el factor dos (-0.28) debido a que en secas fue registrada en LD, aunque en bajísimas abundancias (dos individuos). Las especies ubicadas en el cuadrante inferior derecho están correlacionadas negativamente con el factor uno y positivamente con el factor dos. En este sector se puede observar que se trata de especies con amplias tolerancias ambientales. Por ejemplo, *A. aeneus* y *P. gracilis*, con una correlación negativa con el factor dos (-0.52), fueron especies únicas en LD, lugar que se mantuvo como el más bajo en oxigenación. En el mismo sector, *R. guatemalensis* y *C. carpio* se ubican con una correlación positiva con el factor 1 (0.52 y 0.78 respectivamente), puesto que, a pesar de que se ubicaron en LD, *C. carpio* también fue registrada en sitios con muy alta oxigenación como VC. En el sector superior derecho, correlacionada positivamente con el factor dos se encuentra una de las especies introducidas, *P. reticulata*, que estuvo restringida a sitios con altas concentraciones de SDT, como VC y EC; sitios donde también se registraron altas temperaturas debido a su posición en la parte baja del río. De igual manera, encontramos a una especie de tilapia (*Oreochromis* sp.) y a una especie nativa, *P. mexicana* muy asociada a sitios con altos porcentajes de vegetación riparia (90 - 100%).

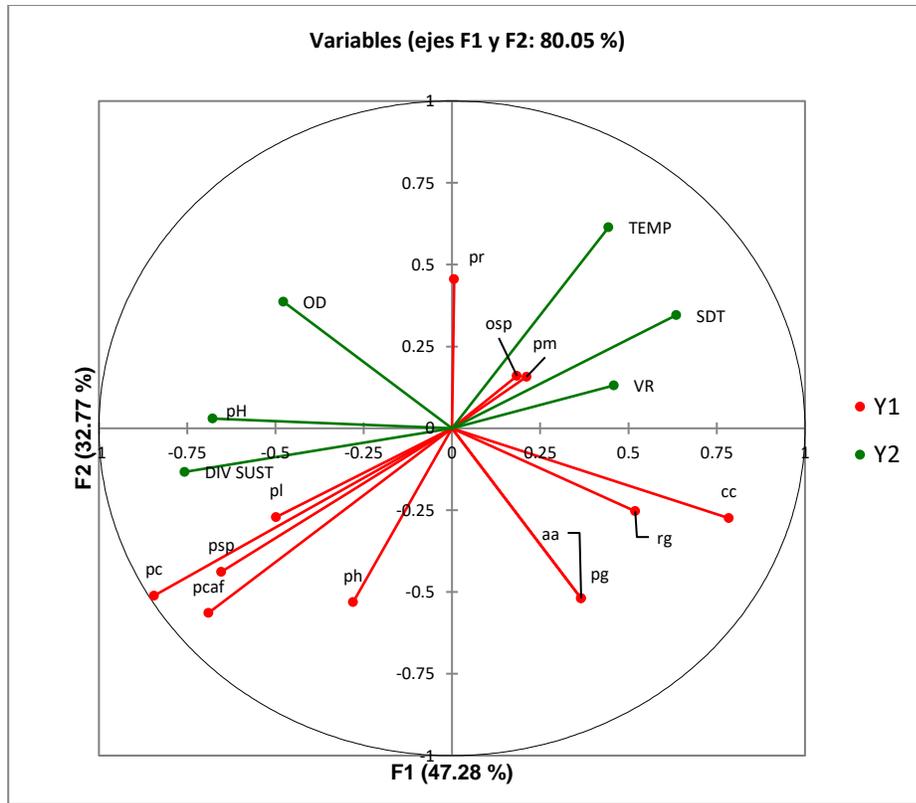


Figura 16. ACC de las variables bióticas y abióticas registradas en dos temporadas en el RGC. Variables bióticas: OD (oxígeno disuelto); DIV SUST (índice de diversidad H para los tipos de sustrato inorgánico); SDT (sólidos disueltos totales); VR (% de vegetación riparia); TEMP (temperatura. Variables abióticas: pc (*P. candalarius*); pcaf (*P. aff. candalarius*); pl (*P. labialis*); psp (*Poecilia* sp.); ph (*P. hnlickai*); aa (*A. aeneus*); pg (*P. gracilis*); rg (*R. guatemalensis*); cc (*C. carpio*); osp (*Oreochromis* sp.); pm (*P. mexicana*); pr (*P. reticulata*).

Discusión

La mayoría de los sitios estudiados en el Río Grande de Comitán presentan un severo deterioro ambiental derivado de las acciones antropogénicas desarrolladas en las zonas más próximas al río (extracción de agua, apertura de canales de irrigación, agricultura intensiva, deposición de residuos sólidos y líquidos, entre otros), así como también de la fuerte influencia de la ciudad de Comitán (aportes de aguas residuales de zonas urbanas e industriales, urbanización). A lo largo del RGC se presentan sitios con poca vegetación riparia, olores fétidos y alto grado de erosión, siendo sitios poco heterogéneos. Los sitios con mayor perturbación se encontraron desde la zona media hasta la zona baja del río. Los sitios ubicados en las zonas altas del río presentaron altas concentraciones de oxígeno, bajas concentraciones de sólidos disueltos totales y una baja turbidez. En el río se observó un gradiente natural de temperatura, donde los sitios ubicados aguas arriba del río presentaron las temperaturas más bajas, mientras que en los sitios ubicados aguas abajo, la temperatura fue mayor como consecuencia de la disminución de la altitud (Lampert y Sommer, 2007; Muñoz *et al.*, 2015). También hay que tomar en cuenta que, a lo largo del día, la temperatura presenta fluctuaciones como consecuencia de la radiación solar, por lo tanto, la hora del día a la que se toma el registro también influye sobre los valores de temperatura.

El ACP evidencia las variables sólidos disueltos totales y al oxígeno como variables importantes en la diferenciación de los sitios y en su grado de perturbación. Ya que estas variables demuestran un grado de perturbación para los sitios estudiados en el RGC, es probable que tengan una influencia sobre la estructura de la comunidad íctica.

Debido a que el oxígeno disuelto es uno de los indicadores más importantes en cuanto a calidad de agua, ya que rige la mayoría de los procesos químicos y biológicos en los cuerpos de agua (Poff *et al.*, 1997; Muñoz *et al.*, 2015), fue uno de los principales parámetros que se tomó en cuenta para identificar la perturbación de los sitios. En los sitios estudiados, los valores de oxígeno disuelto (OD) fluctuaron notablemente, tanto espacial, como temporalmente. Los sitios ubicados en las zonas altas del río presentaron altas concentraciones de OD, mientras que los sitios en la zona media y baja presentaron fluctuaciones importantes durante las dos temporadas de muestreo. El sitio LD presentó condiciones anóxicas que se puede atribuir a las aguas residuales provenientes de la laguna de oxidación de Comitán, ya que la descomposición de la materia orgánica que entra en el sitio, propicia los niveles tan bajos de

oxígeno disuelto. Por lo general, los ríos que no se encuentran alterados, presentan un aumento de oxígeno disuelto conforme se avanza aguas abajo (Maane-Messa *et al.*, 2010; Muñoz *et al.*, 2015). Este comportamiento no se observó en el RGC, ya que los sitios ubicados en la zona media y baja presentaron desde concentraciones próximas a la anoxia (1.05 mg/L), hasta concentraciones muy altas (13 mg/L) durante secas, fluctuando notablemente durante las dos temporadas. Una posible explicación para los valores tan altos de OD, específicamente en los sitios ubicados en la zona baja del río, podría ser que la radiación solar a la hora del registro tuvo una influencia importante sobre la temperatura y consecuentemente sobre la fotosíntesis, aumentando así los valores de OD.

La lluvia tiene un efecto positivo sobre la concentración de OD, pues la turbulencia que genera provoca la oxigenación del agua (Debels *et al.*, 2005; Álvarez *et al.*, 2008). Sin embargo, bajo condiciones de perturbación esto no siempre ocurre, ya que la gran cantidad de materia orgánica provoca un excesivo consumo de oxígeno, además de que otros factores como la turbidez, la profundidad, la actividad autotrófica, entre otros, influyen sobre la concentración de OD (Graves *et al.*, 2014). Durante la temporada de lluvias solamente los sitios ubicados en la zona alta del río fueron los que mostraron un ligero aumento en la concentración de OD, sin embargo, en el resto de los sitios hubo una disminución notable. Los sitios LD y EZ presentaron valores anóxicos (0.14 mg/L) e hipóxicos respectivamente (2.87 mg/L); mientras que los sitios ubicados aguas abajo, presentaron valores más altos que estos dos últimos, pero mucho más bajos que la temporada de secas. En el caso de LD y EZ, este comportamiento se puede atribuir a la gran cantidad de materia orgánica, lo cual propicia un ambiente bajo en oxígeno, además de provocar un efecto en cascada de crecimiento excesivo de lirio acuático, que cubre casi en su totalidad el sitio de LD. El lirio tiene un efecto negativo en el OD, ya que pueden reducir la turbulencia, generar sombra y crear ambientes propicios para organismos autótrofos (Caraco *et al.*, 2006). En el caso de EZ, este se ubica en la zona con mayor actividad agrícola, lo que probablemente genera un aporte importante de arrastre de sedimento, además de agroquímicos que pudieran estar afectando la química del agua. En los sitios VC y EC, ubicados en la zona media y baja del río respectivamente, hubo una disminución de OD de la temporada seca a la de lluvias, pero esto no representó un riesgo para la vida acuática (NOM-001-ECOL-1996; Gutiérrez *et al.*, 2008). El oxígeno disuelto en LD durante las dos temporadas, y para EZ en lluvias, estuvieron muy por debajo de los adecuados para el mantenimiento de la vida acuática, ya que se establece que la concentración de OD no debe ser menor de 5 mg/L y la saturación no debe estar debajo

del 60% (NOM-001-ECOL-1996); aunque, específicamente para peces, la concentración no debe ser inferior a los 3 mg/L (Chang, 2005), sin embargo, la concentración estará en función de la tolerancia de cada especie.

La diferencia espacial tan grande de los SDT entre la zona alta y la zona media y baja del río se pueden atribuir tanto las características naturales en las diferentes secciones del río, como también a la influencia de las actividades antropogénicas en esos sitios. Los SDT pueden estar asociados a cambios en las comunidades biológicas, limitando la diversidad biológica o la exclusión de las especies menos tolerantes a los cambios en este parámetro (Duffy et al., 2007). Puede propiciar la exclusión de ciertas especies, mientras que promueve el crecimiento poblacional de otras, o incluso promueve el establecimiento de especies generalistas. En los sitios ubicados en la zona alta del río las concentraciones de SDT fueron bajas, probablemente a su poca distancia de recorrido, debido a su ubicación a pocos kilómetros del origen del río en el lago de Juznajib. Además, en la mayor parte de su recorrido hasta este punto, se presenta bosque de coníferas. En LD, la baja cantidad de SDT se podría atribuir a la gran cantidad de lirio, el cual funciona con filtrador. Las mayores concentraciones en los sitios EZ y VC podrían atribuirse a la intensa actividad agrícola que se lleva en esa zona y, por lo tanto, a la ausencia total de vegetación como consecuencia de la conversión de uso de suelo, lo que provoca erosión y arrastre de grandes cantidades de materiales al río. En el último sitio, la alta concentración de SDT durante secas se puede atribuir a que llega más aporte de sedimentos debido a todo el arrastre proveniente de la zona alta del río y al menor movimiento de agua. Los valores de SDT tuvieron marcadas variaciones temporales, posiblemente por el efecto de disolución en la temporada de lluvias, pero también como consecuencia de las acciones antropogénicas. Por ejemplo, durante la temporada de secas en el sitio LD, se observó la construcción de un cárcamo a pocos metros de los puntos de muestreo, lo cual implica remoción del sedimento y una mayor turbidez que limita la cantidad de luz que entra en el agua, inhibiendo el crecimiento de plantas acuáticas y la disminución en la fotosíntesis. Temporalmente se observa que en todos los sitios hay una disminución considerable de los SDT en la temporada de lluvias como consecuencia de la disolución; particularmente en los sitios perturbados. Es posible que en esta temporada algunos afluentes intermitentes tengan conexión con el río, aportando así una mayor disolución. Los sitios con altas concentraciones de este parámetro durante la temporada seca,

representan una amenaza para la fauna, ya que estas concentraciones son indicadores de un sistema alterado.

La mayor variación de pH se presentó siempre en LD, con valores que oscilaron entre 6.1 y 8. Esto, muy probablemente sea consecuencia de la entrada de materia orgánica, y por ende a la alta actividad microbiana, lo que provoca la acidificación del medio, lo cual se observa en los valores mínimos durante lluvias. En general, los valores de pH del río no representan ningún riesgo para la ictiofauna registrada, ya que numerosos artículos han señalado que la amenaza está por debajo de 4.5 y arriba de 8.5; mientras que otros autores señalan valores entre 6.5 y 8.0.

En los ecosistemas lóticos, las variables locales y regionales regulan la ocurrencia y distribución de las comunidades biológicas, incluyendo a los peces (Meador y Goldstein, 2003; Manon y Hossain, 2011; López-Delgado, 2013). Las variables fisicoquímicas como la temperatura, la conductividad, el pH, la vegetación riparia, el tipo de sustrato, la profundidad, entre otras, han sido ampliamente estudiadas en relación con la composición y estructura de la comunidad de peces. Wiley *et al.* (1990) señalan que la vegetación riparia es uno de los componentes que tiene influencia sobre la distribución y abundancia de varios organismos acuáticos. Rahel y Hubert (1991) encuentran una asociación de ciertas especies a la turbidez, el cual es un parámetro indirecto de la cantidad de sólidos disueltos. Mientras que Loneragan y Potter (1990) encuentran a la temperatura como una variable correlacionada con la riqueza de especies. En este estudio hubo correlaciones importantes entre algunas variables fisicoquímicas y ambientales con la estructura de la comunidad. El oxígeno, los sólidos disueltos totales, la diversidad de sustrato y la temperatura tuvieron los mayores pesos en ACP y tuvieron correlaciones altas con la riqueza y abundancia de la comunidad íctica dentro del ACC. Los estudios que se han realizado han obtenido como resultados consistentes una asociación fuerte con el oxígeno, la conductividad, sólidos disueltos y la conductividad (Reash y Pigg, 1990; Tongnunu y Beamish, 2009). Tanto la magnitud como el tipo de asociaciones varían ampliamente, dependiendo de la región donde se ubica el río en estudio, de su grado de perturbación, así como también la biología y la fisiología de las especies que se ahí se encuentren.

La estructura de la comunidad íctica del RGC presentó patrones muy marcados, tanto espacial como temporalmente. En cada uno de los sitios la estructura de la comunidad varió notablemente de una temporada a otra, tanto en composición como en abundancia. En los sitios ubicados en la parte alta del

río, las comunidades fueron similares, pero temporalmente mostraron un ligero cambio en su composición y un notable cambio en sus abundancias. Las altas diversidades estuvieron repartidas entre los sitios LD y EC. El primero durante secas y el segundo durante las dos temporadas. Mientras que LR, LS y VC se caracterizaron por su baja diversidad; aunque durante lluvias los dos primeros mostraron un ligero aumento. Un aspecto notable fue el aumento de la abundancia en la temporada de lluvias, particularmente en los sitios de VC y EC. Estas diferencias podría ser consecuencia de la temporada de reproducción de cada una de las especies, del tamaño de los individuos al momento de la colecta, de su abundancia, o de factores físicos como la conexión con arroyos intermitentes en algún momento del año, los cuales se pueden observar en la red hidrográfica de la subcuenca del RGC (INEGI, 2010).

En la zona media del río, dentro del municipio de La Independencia, se concentra la mayor actividad agrícola de la zona (Alvarado; Juárez, 2014; Hernández, 2015). También es uno de los municipios con mayor número de localidades y habitantes (INEGI, 2015). En los sitios de estudio de EZ y EC, ubicados en este municipio, se pudo observar a lo largo de todo el estudio una gran cantidad de bombas para irrigación, así como también la presencia de contaminación difusa por parte de la actividad pecuaria. El sitio de EZ fue un sitio único, ya que durante las dos temporadas no se registró ninguna especie, lo que sugiere una extinción local de la comunidad de peces; mientras que VC se caracterizó por ser el sitio con menor diversidad durante las dos temporadas. En estos dos sitios se presentan las mayores concentraciones de nitratos (NO_3^-) en el agua subterránea, debido a la intensa actividad agrícola y uso excesivo de fertilizantes para el cultivo (Juárez, 2014; Hernández, 2015). De igual manera, la presencia de cloruros en esta zona es un indicativo de que hay un aporte de aguas residuales. Estos sitios están ubicados en una de las zonas con mayor densidad de coliformes fecales (Hernández, 2014), por lo tanto, la baja calidad del agua en estos sitios podría ser un filtro ambiental que no permita el establecimiento de los peces en esta zona. Además, en EZ el flujo hídrico cambia notoriamente, pareciendo un sitio totalmente diferente a los demás. A pesar de esto, en el siguiente sitio aguas abajo (VC) se registró a una especie, y posteriormente, en el último sitio (EC) se registró la mayor riqueza de especies durante las dos temporadas. Una explicación a esto podría ser que más adelante de EZ se encuentre un aporte subterráneo de agua, que pudiera tener un efecto de disolución sobre el agua proveniente de esta zona, llegando a los siguientes sitios con una ligera depuración. Otra posible explicación es que la conexión con flujos de agua intermitentes permita el acceso de especies a estos últimos sitios. Aunado a esto, EC

presentó un alto porcentaje de vegetación riparia, además de las mayores concentraciones de oxígeno disuelto y saturación. Los altos valores de riqueza en este sitio pueden atribuirse a una mayor heterogeneidad del hábitat propiciada por la misma vegetación riparia, y a una alta cantidad de nutrientes que es arrastrada desde aguas arriba; lo que significa una mayor cantidad de alimento disponible para la comunidad de peces. Sin embargo, la presencia de una placa de cemento representa una barrera para el movimiento de los peces durante los caudales bajos, propiciando temporalmente un aislamiento de la comunidad.

En todo el estudio sólo se colectaron dos especies exóticas, *C. carpio* y *Oreochromis sp.*, en muy bajas abundancias, y solamente en de los sitios perturbados. La primera se caracteriza por ser muy tolerante a condiciones de perturbación y resistente a la escasez de oxígeno (Page y Burr, 1991). Es una especie omnívora, por lo que se acopla fácilmente al recurso que se encuentre disponible. Tiene un efecto nocivo para las especies nativas por competencia, depredación y reclutamiento; además de que destruye la vegetación sumergida que sirve de alimento, refugio y oxigenación del hábitat (Driver *et al.*, 2005). Este efecto negativo no se distingue claramente durante todo el estudio, ya que la abundancia relativa de esta especie sobrepasó la del resto de las especies nativas solamente durante la temporada de secas en VC, mientras que en LD sucedió durante lluvias.

Hay que tener en cuenta que en este estudio no se evaluó el efecto que podrían tener otras variables a mayor escala, por ejemplo, a nivel subcuenca y cuenca, sobre la estructura de la comunidad íctica. Por lo tanto, esto no permite discernir entre variables regionales y locales. Mucho se ha debatido sobre cuáles son las variables que tienen mayor influencia en esta asociación y ha resultado difícil llegar a un consenso, pues los ríos son ecosistemas dinámicos y complejos (Benke, 1990; Allan y Flecker, 1993; Fausch *et al.*, 2002; Allan, 2004). Mientras algunos señalan la importancia de los factores locales, tanto bióticos como abióticos, como la fisicoquímica y las interacciones (Bejarano *et al.*, 2006; Castillo-Rivera y Zárate, 2011). Otros señalan factores regionales y fisiográficos como: el área de drenaje, los regímenes hidrológicos, el orden del río, la permeabilidad de suelos, entre otros (Rahel y Hubert, 1991; Osborne y Wiley, 1992; Gilliam *et al.*, 1993; Pease, 2010).

En este estudio, aun cuando se haya encontrado una asociación entre algunas variables y la comunidad de peces, resulta difícil determinar si la estructura de la comunidad está respondiendo a la

perturbación ambiental que se presenta en el río, y si lo está haciendo de manera directa o indirecta. Esto se debe a que el análisis parte, tanto de un gradiente natural dado por las mismas condiciones hidrológicas, morfológicas y ambientales típicas de los ríos tropicales; pero también parte de un gradiente de perturbación que se presenta en el mismo eje y dirección del gradiente natural. Naturalmente en los ríos se observa un aumento en la riqueza de especies conforme se avanza a la zona baja; esto se observó durante las dos temporadas, donde el sitio LD (ubicado en la zona media) y el sitio EC (ubicado en la zona más baja) fueron los que presentaron mayor riqueza, comunidades equitativas y diversas. Un patrón de esta comunidad en los ríos, es que en las partes bajas se encuentran especies más tolerantes, al menos a variaciones ambientales muy locales, como la temperatura, por lo general más alta; así como también a aguas más calmadas. De hecho, en estas zonas empiezan a aparecer especies propias de humedales o zonas inundables, tal como lo demuestra la presencia de *R. guatemalensis* en EC. El aumento de la riqueza conforme se avanza aguas abajo, es un fenómeno conocido como zonación. Este incremento se atribuye a que a la heterogeneidad ambiental aumenta, propiciando mayor complejidad de los hábitats y la consecuente apertura de nichos que ocupan diversas especies (Rahel, 1991; Reyes-Gavilán *et al.*, 1996).

Los patrones de composición de la comunidad íctica en el RGC, parecen conservar hasta cierto punto el gradiente longitudinal de adición de especies conforme se avanza aguas abajo. Pero con una alta discontinuidad de ese patrón, pues a lo largo del río, se encuentran sitios que pudiéramos llamar “vacíos” y más adelante sitios con una sola especie. Esto se pudo observar en la discontinuidad de la comunidad en EZ. Al parecer, se podría tratar de un proceso de extinción local, que no es temporal, puesto que en ninguna temporada hubo registro de peces. Esta discontinuidad se ha observado en algunos ríos de alto gradiente en las zonas templadas, como aquellos que presentan obstáculos físicos como cascadas o que tienen elevaciones pronunciadas (Rand, 2005). En el RGC no es el caso, pero podría tratarse de un filtro ambiental y no físico (Poff, 1997). Pareciera que en varios puntos del RGC están actuando filtros ambientales que causan la extinción local de casi toda la comunidad, como es el caso de EZ y VC. Pero la amplia tolerancia de especies como *P. candelarius*, *P. mexicana* y *A. aeneus*, les permite estar presentes en áreas totalmente perturbadas, aunque en muy bajas abundancias. Por ejemplo, las abundancias de algunas especies en LD están mermando, ya sea por las condiciones adversas del sitio, o por la presencia de potenciales depredadores como *C. carpio*, especie invasora que se caracteriza por su alimentación

omnívora y cuya presencia tiene un marcado decremento de las poblaciones nativas (Driver et al., 2005; Manon y Hossain, 2011).

La mayoría de las especies registradas en este estudio han sido registradas en el río en años anteriores y también en zonas aledañas con altitudes y temperaturas más altas, bajas o muy similares a las del RGC (SNIB, 2017). Las especies aquí registradas coinciden con las reportadas por varios autores que han estudiado la ictiofauna de Chiapas y de la región de Comitán (Lozano y Contreras, 1987; Espinosa-Pérez *et al.*, 2014; Rodiles-Hernández *et al.*, 2015). Algunas especies como *P. candalarius*, *A. aeneus*, *P. mexicana*, y *P. hnilickai* están reportadas para la provincia ictiofaunística Usumacinta, la cual está conformada por el Río Grande de Comitán; sin embargo, no señalan el punto específico en el que fueron registradas (Velázquez-Velázquez *et al.*, 2016). Por lo tanto, se puede inferir que la distribución de estas especies en el río está mayormente restringida como consecuencia de la alta perturbación.

Con respecto a la especie exótica *P. reticulata*, esta se ha extendido recientemente debido a la intervención humana (Gilliam *et al.*, 1993). Este guppy es nativo de Guyana y Venezuela, usado como pez de acuario. Está considerada como una de las especies exóticas más invasivas en los cuerpos de agua dulce en la parte sur y centro de la península de Baja California (Page y Burr, 1991; Espinosa-Pérez y Ramírez, 2015;). En este estudio, siendo el primer registro para la zona, contribuye al conocimiento del estado actual de la invasión en el país.

Es importante notar que en varios sitios hubo un recambio y adición de especies en la comunidad, entre la temporada de secas y la temporada de lluvias; en particular en lo que respecta a las especies *P. reticulata*, *A. aeneus*, *Oreochromis* sp. y *R. guatemalensis*. Esto se puede deber a que la distribución de cada especie está cambiando como consecuencia de las condiciones durante cada temporada. En el transcurso del estudio se presentaron eventos que pueden haber alterado la fisicoquímica de algunos sitios como LD, con un efecto en cascada en los siguientes sitios aguas abajo. No se descarta la posibilidad de que en el transcurso de los meses entre las dos temporadas (abril-octubre), el disturbio en el río haya aumentado como consecuencia de actividades antropogénicas, en particular, al cierre de la planta de tratamiento y a la construcción de un cárcamo como parte de una renovación de los sistemas de tratamiento de la planta.

Uno de los resultados más interesantes en este estudio fue la alta riqueza y diversidad en uno de los sitios más perturbados. A pesar de ser un sitio con alta diversidad, tróficamente es muy simple. Las especies registradas en este sitio fueron en su mayoría de tallas pequeñas (*P. hnickai*, *P. gracilis*, *P. cadalarius*) que se caracterizan por consumir detritus. Estuvo también la presencia de *C. carpio*, especie que se caracteriza por su alimentación omnívora. La alta diversidad se puede atribuir a que el gran aporte de nutrientes y por lo tanto de alimento, favorezca la presencia de varias especies, pero en muy bajas abundancias. A mayor escala, otra posible explicación es el humedal ubicado antes de la laguna de oxidación, el cual puede estar jugando un papel importante en la composición de las especies en el RGC, al mantener zonas temporalmente inundables y afluentes que conecten con el río.

En los sistemas perturbados, el ensamblaje de la comunidad puede cambiar abrupta o gradualmente, como consecuencia del dinamismo en sus parámetros fisicoquímicos. Por ejemplo, *A. aeneus* puede habitar en un rango de temperatura entre 20 y 37 °C; las temperaturas de la mayoría de los sitios estuvieron dentro de este rango, a excepción de algunos sitios en la zona alta, donde la temperatura estuvo ligeramente por debajo de este rango. Además, puede habitar una amplia variedad de hábitats (ríos, estanques, arroyos), y su presencia no está limitada por el tipo de sustrato, ya que puede estar presente en cualquiera. A pesar de ser una especie con una amplia tolerancia a condiciones de perturbación, fue registrada en muy bajas abundancias en un solo sitio y durante una sola temporada. Esto puede ser un indicativo de que las poblaciones de esta especie en el RGC están mermando como consecuencia de la perturbación. Esta especie ha sido registrada en sitios dentro de la subcuenca del RGC, incluso se reportó para una ciénega en la periferia de Comitán (SNIB, 2017), cuya conexión con el RGC se mantiene mediante una conexión de un afluente intermitente (INEGI, 2010). Esta especie también ha sido registrada en altas abundancias en varios sitios lagos de Montebello, tanto perturbados como prístinos.

El grado de perturbación en el RGC aumenta notablemente conforme se avanza aguas abajo; mostrando una ligera mejora de su calidad en la zona más baja. Conforme avanza el grado de perturbación, la mayoría de las especies nativas desaparecen, y sólo unas cuantas son capaces de permanecer bajo estas condiciones. Algunos factores como el oxígeno disuelto en los sitios más perturbados, parecen afectar a la mayoría de las especies nativas, mostrando una disminución notable en

su abundancia; mientras que algunas especies exóticas se ven beneficiadas. La temporalidad también demostró ser un factor importante en cuanto la abundancia de algunas especies.

Las variables más importantes para una alta diversidad y abundancia fueron las más limitantes en cuanto a la biología de las especies. La comunidad de peces del RGC contiene pocas especies que son ampliamente tolerantes a perturbación, pues hubo especies presentes en un amplio rango del parámetro más limitantes, el oxígeno. Resulta interesante que la familia Profundulidae sea la dominante, al menos en los sitios con menor perturbación. Su dominancia se puede atribuir a la misma distribución de la especie en la región, así como también a los valores de oxígeno. Siendo una especie endémica de la zona, sus bajas abundancias en los sitios perturbados, nos hace inferir que sus poblaciones podrían estar en decremento y por lo tanto en riesgo de desaparecer. Por otro lado, el registro de otra especie introducida (*P. reticulata*), que es una especie indicadora de sistemas perturbados, es un indicativo más del fenómeno de degradación que está sufriendo el RGC. Tanto así, que en la redacción final de este escrito se ha reportado que un tramo del río, específicamente la zona de Los Sabinos, se ha secado completamente, un fenómeno que no había acontecido hasta hace más de 40 años.

Este trabajo representa el primer estudio del estado actual de la comunidad de peces en el Río Grande de Comitán. Aporta información relevante sobre el estado del ecosistema y su relación con esta comunidad biológica; contribuye a enriquecer el conocimiento de la ictiofauna de la zona, y suma nuevos registros a los listados actuales. La estructura de la comunidad de peces del RGC y su asociación con las variables locales registradas en este estudio es una aproximación para el conocimiento de los factores reguladores de la comunidad de peces en ríos tropicales y perturbados.

Conclusiones

- El Río Grande de Comitán es un río severamente perturbado como consecuencia de las actividades antrópicas que se realizan en la zona, en particular la descarga de aguas residuales y a la intensa actividad agrícola que se desarrolla en la zona.
- El descontrol en el manejo y gestión del recurso hídrico en la zona ha provocado un desbalance no sólo de calidad, sino de la cantidad de agua que circula en el río. El gran número de bombas para irrigación, la apertura de canales y la construcción de infraestructura en la zona, representan un riesgo para la comunidad íctica.
- La importancia de estudiar a la comunidad íctica de este río contribuye al conocimiento de la estructura esta comunidad y a sus respuestas ante los gradientes de perturbación ambiental. También contribuye al estudio regional de la cuenca, en particular a la zona lacustre de Montebello.
- Durante décadas los aportes del RGC han alimentado al Sistema Lagunar de Montebello, lo cual ha generado un proceso severo de eutrofización en gran parte de los lagos. Por lo tanto, el RGC está actuando como un filtro ambiental en cuanto a la distribución de los peces hacia los lagos, propiciando una comunidad homogénea de especies exóticas en los lagos afectados.

Recomendaciones

El estudio de los ríos y sus comunidades biológicas a nivel local, por lo general aportan información importante, sin embargo, no nos permite determinar patrones que pueden estar sucediendo a una mayor escala (regional). Es importante que los ecólogos de agua dulce empecemos a estudiar a las comunidades acuáticas desde una perspectiva regional, que nos dé una visión más amplia y nos permita detectar patrones que bien pudiéramos estar perdiendo de vista. De igual manera, debemos de tomar en cuenta la heterogeneidad ambiental a una mayor escala al estudiar los sistemas lóticos.

Los tomadores de decisiones sobre conservación y manejo de estos ecosistemas, buscan obtener respuestas e información a mayor escala, por lo general a nivel cuenca, y no sólo a pequeños fragmentos del río. Por lo tanto, estudiar desde otra perspectiva y bajo diferentes enfoques a las comunidades acuáticas, no sólo ayudará al mejor entendimiento y enriquecimiento de estos ecosistemas tan dinámicos y complejos, sino que contribuirá de manera importante a su conservación, restauración y manejo.

Referencias

- Albanese, B., Peterson, J. T., Freeman, B. J. y Weiler, D. A. 2007. Accounting for incomplete detection when estimating site occupancy of Bluenose Shiner (*Pteronotropis welaka*) in South west Georgia. *Southeastern Naturalist* 6(4): 657-668.
- Allan, D. y Flecker, A. S. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience* 43(1): 32-43.
- Alvarado, V. J. 2014. Evaluación espacial de la contaminación potencial puntual y difusa en la cuenca del río Grande de Comitán, Chiapas. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México: 90 pp.
- Anderson, K. E., Paul, A. J., McCauley, E., Jackson, L. J., Post J. R. y Nisbet, R. M. 2006. Instream flow needs in the stream and rivers: the importance of understanding ecological dynamics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4(6): 309-318.
- Arthington, A. H., Bunn, S. E., Poff, N. L. y Naiman, R. J. 2006. The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications* 16(4):1311-1318.
- Arthington, A. H. y Zalucki, J. M. 1998. Comparative evaluation of environmental flow assessment techniques: review of methods. Land and Water Resources Research and Development Corporation. Occasional Paper 27/98. 149 pp
- Bailey, L. L., Simons, T. R. y Pollock K. H. 2004. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecological Applications* 14(3): 692-702.
- Bain, M. B., Finn, J. T. y Booke, H. E. 1988. Stream flow regulation and fish community structure. *Ecology* 69(2): 382-392.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B.D. y Stribiling, J.B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in stream and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Segunda Edición. USEPA, Washington: 340 pp.
- Bart, H. L. Jr. 1989. Fish habitat association in an Ozark stream. *Environmental Biology of Fishes* 4(3): 179-186.

- Bunn, S. E. y Arthington, A. H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30(4): 492-507.
- Burdick, S. M. Hendrixson, H. A. y VanderKooi, S. P. 2008. Age-0 Lost River sucker and shortnose sucker searshore habitat use in Upper Klamath Lake, Oregon: a patch occupancy approach. *Transactions of the American Fisheries Society* 137(2): 417-430.
- Caraco, N. F., Cole, J. J. y Strayer, D. L. 2006. Top-down control from the bottom: regulation of eutrophication in a large river by benthic grazing. *Limnology and Oceanography* 51(1): 664-670.
- Cianfrani, C., Le Lay, G., Hirzel, A. H. y Loy, A. 2010. Do habitat suitability models reliably predict the recovery areas of threatened species? *Journal of Applied Ecology* 47(2): 421-430.
- Closs, G., Downes, B. 2009. *Freshwater Ecology: A Scientific Introduction*. Chichester: John Wiley & Sons.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). Programa de conservación y manejo: Parque Nacional Lagunas de Montebello. Ed. SEMARNAT. México: 197 pp.
- Cooch, G. E., White, G. C. 2014. *Program MARK. A gentle Introduction*. 13ª ed. Ithaca, Nueva York, 1025 pp.
- Corona, S. G. 2005. Diversidad íctica en ríos de la vertiente del Pacífico de Chiapas. *Revista Digital Universitaria* 6(8): 1067-6079.
- Dextrase, A. J., Mandrak, N. E. y Schaefer, J. A. 2014. Modelling occupancy of an imperiled stream fish at multiple scales while accounting for imperfect detection: implications for conservation. *Freshwater Biology* 59(9): 1799-1815.
- Domínguez-Domínguez, O., Martínez-Meyer, E., Zambrano, L. y Pérez-Ponce de León, G. 2006. Using ecological-niche modeling as a conservation tool for freshwater species: live-bearing fishes in Central Mexico. *Conservation Biology* 20(6): 1730-1739.
- Dorazio, R. M., Royle, J. A., Söderström, B. y Glimskär, A. 2006. Estimating species richness and accumulation by modeling species occurrence and detectability. *Ecology* 87(4): 842-854.

- Driver, P., Stuart, I., Closs, G., Shirley, M. y Harris, J. 2005. Carp (*Cyprinus carpio* L.) impacts and recruitment in Australian wetlands: strategies for management. Canberra Workshop.
- Dynesius, M. y Nilsson, C. 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* 266: 753-762.
- Escobar, J. 2002. La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar (Vol. 50). Organización de las Naciones Unidas, Santiago de Chile: 68 pp.
- Espinosa-Pérez, H., Valencia-Díaz, X. y Rodiles-Hernández, R. 2014. Peces dulceacuícolas de Chiapas. En: Espinosa-Pérez, H. S. N. F. Álvarez (Eds.) Chiapas: Estudios sobre su diversidad biológica. Instituto de Biología, UNAM: 401-457 pp.
- Falke, J. A., Fausch, K. D., Bestgen, K. R. y Bailey, L. L. 2010. Spawning phenology and habitat use in a Great Plains, USA, stream fish assemblage: an occupancy estimation approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67(12): 1942-1956.
- Freeman, M. C., Bowen, Z. H. y Crance, J.H. 1997. Transferability of habitat suitability criteria for fishes in warmwater streams. *North American Journal of Fisheries Management* 17(1): 20-31.
- Frissell, C. A., Liss, W. J., Warren, C. E. y Hurley, M. D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10(2): 199-214.
- Garrido, P. A., Cuevas, M. L., Cotler, H., González, D. I. y Tharme, R. 2010. Evaluación del grado de alteración ecohidrológica de los ríos y corrientes superficiales de México. *Investigación ambiental* 2(1): 25-46.
- Gore, J. A. y Nestler, J. M. 1988. Instream flow studies in perspective. *Regulated Rivers Research & Management*. 2(2): 93-101.
- Gorman, O. T. y Karr, J. R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59(3): 507-515.
- Graves, G. A., Wan, Y. y Fike, D. L. 2004. Water quality characteristics of storm water from major land uses in south Florida. *Journal of the American Water Resources Association* 40(6): 1405-1419.

- Gutiérrez, L. R., Quintana, R., Rubio, H., Ortega, J. y Pinedo, C. 2008. Índice de calidad del agua en la cuenca baja del Río San Pedro, Chihuahua, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 4 (2): 108-115.
- Hakamada, K. Y. P. y Penha, J. 2014. Occupancy dynamics in small-stream habitats: niches define the responses to floods by two neotropical fishes. *Population Ecology* 56(1): 139-150.
- Hanski, I. 1991. Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. *Biological Journal of the Linnean Society* 42(1): 17-38.
- Jensen, T. y Vokoun, J. C. 2013. Using multistate occupancy estimation to model habitat use in difficult-to sample watersheds: bridle shiner in a low-gradient swampy stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70(10): 1429-1437.
- Juárez, H. E. L. 2014. Análisis hidrogeoquímico de la cuenca del Río Grande Comitán. Tesis de Licenciatura en Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. México: 107 pp.
- Karr, J. R., Toth, L. A. y Dudley, D. R. 1985. Fish communities of midwestern rivers: a history of degradation. *BioScience* 35(2): 90-95.
- Karr, J. R. 1991. Biological Integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1(1): 66-84.
- Koehn, J. D., O'Connor, N.A. y Jackson, P.D. 1994. Seasonal and size-related variation in microhabitat use by a southern Victorian stream fish assemblage. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 45(7): 1353–1366.
- Labbe, T. R. y Fausch, K. D. 2000. Dynamics of intermittent stream habitat regulate persistence of a threatened fish at multiple scales. *Ecological Applications* 19(6): 1774-1791.
- Lake, P. S. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 19(4): 573-592.

- Lammert, M. y Allan, J. D. 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management* 23(2), 257-270.
- Lampert, W. y Sommer, U. 2007. Limnoecology. The ecology of lakes and streams. Estados Unidos. OUP Oxford: 336 pp.
- Langergraber, G. y Muellegger, E. 2005. Ecological Sanitation—a way to solve global sanitation problems? *Environment international* 31(3): 433-444.
- López, B. W., Villar, S. B., López, M. J. y Faustino, M. J. 2007. El manejo de cuencas hidrográficas en el estado de Chiapas, México: diagnóstico y propuesta de un modelo alternativo de gestión. Instituto de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Chiapas, México: 11 pp.
- Lozano, V. Ma. De L. y Contreras, B. S. 1987. Lista zoogeográfica y ecológica de la ictiofauna continental de Chiapas, México. *The Southwestern Naturalist* 32(2): 223-236.
- Maane-Messai, S. Laignel, B. Montelay-Massei, A., Madani, K. y Chibane, M. 2010. Spatial and temporal variability of water quality of an urbanized river in Algeria: the case of Soumman Wadi. *Water Environment Research* 82(8): 742-749.
- Manon, M. R. y Hossain, M. D. 2011. Ecology of *Cyprinus carpio* var. *specularis* (Physico-chemical conditions of the habitat). *Journal of Science Foundation* 9 (1 y 2): 133-139.
- March, M. I. y Castro, M. 2010. La Cuenca del Río Usumacinta: Perfil y perspectivas para su conservación y Desarrollo Sustentable. En: Cotler, H. (Coord.). Las Cuencas Hidrográficas de México: Diagnóstico y Priorización. Instituto Nacional de Ecología. México.
- Martínez, C. F. y García, de J. L. D. 1999. Desarrollo de curvas de preferencia de microhábitat para *Leuciscus pyrenaicus* y *Barbus bocagei* por buceo en el río Jarama (Cuenca del Tajo). *Limnetica* 17: 71-83.
- Matthews, W. J., y Heins, D. C. 1987. Community and evolutionary ecology of North American stream fishes. Norman: University of Oklahoma Press, Oklahoma: 111-120 pp.

- Matthews, W. J., y Styron Jr, J. T. 1981. Tolerance of headwater vs. mainstream fishes for abrupt physicochemical changes. *American Midland Naturalist* 149-158.
- Meffe, G. K. y Sheldon, A. L. 1988. The influence of habitat structure on fish assemblage composition in southeastern Blackwater streams. *The American Midland Naturalist* 120(2): 225-240.
- Miller, R. R. M., Norris, W. L., y Soto, S. M. S. 2009. Freshwater Fishes of Mexico. Museum of Zoology. University of Michigan. Michigan, EUA: 652 pp.
- Muñoz, H., Orozco, S., Vera, A., Suárez, J., García, E., Neria, M. y Jiménez, J. 2015. Relación entre el oxígeno disuelto, precipitación pluvial y temperatura: río Zahuapan, Tlaxcala, México. *Tecnología y Ciencias del Agua* 6(5): 59-74.
- Orth, D. J. 1987. Ecological considerations in the development and application of instream flow-habitat models. *Regulated rivers: Research & Management* 1(2): 171-181.
- Osborne, L. L., y Wiley, M. J. 1992. Influence of tributary spatial position on the structure of warmwater fish communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49(4), 671-681.
- Page, L. M. y Burr, B. M. 1991. A Field Guide to Freshwater Fishes: North America North of Mexico. Houghton Mifflin. EUA: 432 pp.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B, Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richey, B. D., Sparks, R. E. y Stromberg, J. C. 1997. The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47 (11): 769-784.
- Poff, N. L. y Ward, J. V. 1989. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46(10): 1805-1818.
- Poff, N. L. y Ward, J. V. 1990. Physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management* 14(5): 629-645.
- Power, M. E., Sun, A., Parker, G., Dietrich, W. E. y Wootton, J. T. 1995. Hydraulic food-chain models. *BioScience* 45(3): 159-167.

- Postel, S. L. 2000. Entering an era of water scarcity: the challenge ahead. *Ecological Applications* 10(4): 941-948.
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Powell, J. y Braun, D. P. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology* 10(4): 1163-1174.
- Rodiles-Hernández, R. 2005. Diversidad de peces continentales en Chiapas. En: González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N. y Ruíz-Montoya, L. Diversidad biológica en Chiapas. Plaza y Valdés, S.A. de C.V., México: 195 pp.
- Rodiles-Hernández, R., González-Díaz, A. y Chan-Sala, C. 2005. Lista de Peces Continentales de Chiapas, México. *Hidrobiológica* 15(2): 245-253.
- Rodiles-Hernández, R., Díaz-Prado, E. y Lyons, J. 1999. Patterns in the species diversity and composition of the fish community on the Lacanja River, Chiapas, Mexico. *Journal of Freshwater Ecology* 14(4): 455-468.
- Rosenfeld, J. 2003. Assessing the habitat requirements of stream fishes: An overview and evaluation of different approaches. *Transactions of the American Fisheries Society* 132(5): 953-968.
- Roy, A. H., Freeman, M. C., Freeman, B. J., Wenger, S. J., Ensign, W. E. y Meyer, J. L. 2005. Investigating hydrologic alteration as a mechanism of fish assemblage shifts in urbanizing streams. *Journal of the North American Benthological Society* 24(3): 656-678.
- Schlosser, I. J. 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience* 41(10): 74-712.
- Servicio Geológico Mexicano (SGM). 2012. Atlas de peligros de la ciudad de Comitán, Estado de Chiapas.
- Skinner, K., Wright, N., & Porter-Goff, E. (2007). Mercury uptake and accumulation by four species of aquatic plants. *Environmental pollution*, 145(1), 234-237.
- Souchon, Y. y Capra, H. 2004. Aquatic habitat modelling: biological validations of IFIM/Phabsim methodology and new perspectives. *Hydroécologie Appliquée* 14(1): 9-25.

- Steen, P. J., Zorn, T. G., Seelbach, P. W., Schaeffer, J. S. 2008. Classification tree models for predicting distributions of Michigan stream fish from landscape variables. *Transactions of the American Fisheries Society* 137(4): 976-996.
- Stalnaker, C., Lamb, B. L., Henriksen, J., Bovee, K., y Bartholow, J. 1995. The instream flow incremental methodology: a primer for IFIM. National Biological Service Fort Collins Co. Midcontinent Ecological Science Center Colorado: 53 pp.
- Walters, D. M., Freeman, M. C., Leigh, D. S., Freeman, B. J. y Pringle, C. M. 2005. Urbanization effects on fishes and habitat quality in a southern Piedmont river basin. En: *American Fisheries Society Symposium* 47: 69-85.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P. y Bannerman, R. 2001. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management* 28(2): 255-266.
- Wenger, S. J., Freeman, M. C., Fowler, L. A., Freeman, B. J., y Peterson, J. T. 2010. Conservation planning for imperiled aquatic species in an urbanizing environment. *Landscape and Urban Planning* 97(1): 11-21.
- Raghunath, H. M. 2006. Hydrology. Principles. Analysis. Design. Segunda Edición. New Age International (P) Limited Publishers. Nueva Delhi: 477 pp.
- Ross, S. T. 1991. Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species? *Environmental Biology of Fishes*. 30: 359-368.
- Zuur, A.F., Ieno, E. N. y Smith, G.M. 2007. Analyzing Ecological Data. Springer, Nueva York: 648 pp.

ANEXO

Tabla A. Variables fisicoquímicas durante temporada de secas (19-24 abril) en seis sitios del Río Grande de Comitán.

	Los Riegos	Los Sabinos	Desamparados	Zapata	Carranza	El Carrizal
Temperatura °C						
Promedio	20.1	19.8	20.4	23.7	26.1	22.4
Mínimo	18.9	19.2	20.0	21.8	23.6	22.0
Máximo	21.7	20.3	20.8	26.7	26.7	23.3
Desv. Est.	1.26	0.50	0.31	1.18	1.22	0.52
pH						
Promedio	7.9	8.1	7.3	8.0	8.1	7.8
Mínimo	7.7	7.9	6.9	7.9	8.1	7.1
Máximo	8.0	8.4	8.0	8.2	8.2	8.1
Desv. Est.	0.12	0.2	0.4	0.1	0.05	0.35
OD mg/L						
Promedio	7.54	7.16	1.05	11.63	12.97	5.22
Mínimo	7.25	6.79	0.48	10.77	12.48	4.40
Máximo	7.73	7.52	1.35	12.50	13.24	6.24
Desv. Est.	0.19	0.36	0.28	0.53	0.26	0.78
OD %						
Promedio	83.0	78.6	12.5	137.2	162.4	60.4
Mínimo	82.0	75.2	11.0	126.8	155.9	50.0
Máximo	84.0	81.9	13.9	148.7	165.7	73.5
Desv. Est.	0.6	3.1	1.2	6.7	3.5	9.6
C. Elect. $\mu\text{s}/\text{cm}^{-1}$						
Promedio	436.2	408.12	440	847	888	797
Mínimo	422	385	440	822	879	783
Máximo	442	431	441	871	898	812
Desv. Estd.	6.47	22.6	0.52	23.6	9.7	13.51
SDT mg/L						
Promedio	312	294	316	566	560	544
Mínimo	300	275	310	552	554	538
Máximo	325	313	320	580	566	547
Desv. Est.	10.7	19.3	4.9	13.7	5.6	4.0

Turbidez						
Promedio	14.6	23.9	-0.2	23.1	24	6.1
Mínimo	3.8	5	-0.7	20.5	21.4	4.8
Máximo	35.3	42	0.3	25.4	33.0	8.3
Desv. Estd.	11.5	15.96	0.29	2.3	4.3	1.34

Tabla B. Variables fisicoquímicas durante temporada de lluvias (6-10 octubre) en seis sitios del Río Grande de Comitán.

	Los Riegos	Los Sabinos	Desamparados	Zapata	Carranza	El Carrizal
Temperatura °C						
Promedio	19.6	19.0	21.2	21.7	22.3	23.0
Mínimo	17.3	17.8	20.6	21.3	21.6	21.7
Máximo	22.0	20.0	21.7	22.0	23.0	24.0
Desv. Est.	2.49	0.87	0.53	0.11	0.70	1.24
pH						
Promedio	8.3	8.5	7.0	8.0	8.0	8.1
Mínimo	8.1	8.2	6.1	7.6	7.8	7.9
Máximo	8.6	9.3	7.5	8.0	8.3	8.3
Desv. Est.	0.18	0.40	0.60	0.2	0.24	0.2
OD mg/L						
Promedio	7.79	7.75	0.14	2.87	6.77	4.97
Mínimo	7.74	7.15	0.14	2.51	6.61	4.33
Máximo	7.83	8.12	0.15	3.25	6.98	5.60
Desv. Est.	0.04	0.42	0.01	0.34	0.19	0.90
OD %						
Promedio	87.8	87.3	1.7	33.0	79.4	58.3
Mínimo	86.6	86.2	1.6	28.9	77.2	50.1
Máximo	88.6	89.2	1.9	37.4	82.1	66.5
Desv. Est.	0.9	1.6	0.2	3.8	2.5	11.6
Conduct. $\mu\text{s}/\text{cm}^{-1}$						
Promedio	429	401	554	805	759	674
Min	428	400	553	804	759	672
Max	430	402	555	805	760	676
Desv. Estd.	0.8	1.0	1.0	0.4	0.6	2.8

SDT mg/L

Promedio	214	203	277	402	379	337
Mínimo	214	200	277	402	379	336
Máximo	215	201	277	403	380	338
Desv. Est.	0.5	0.5	0.0	0.4	0.6	1.4

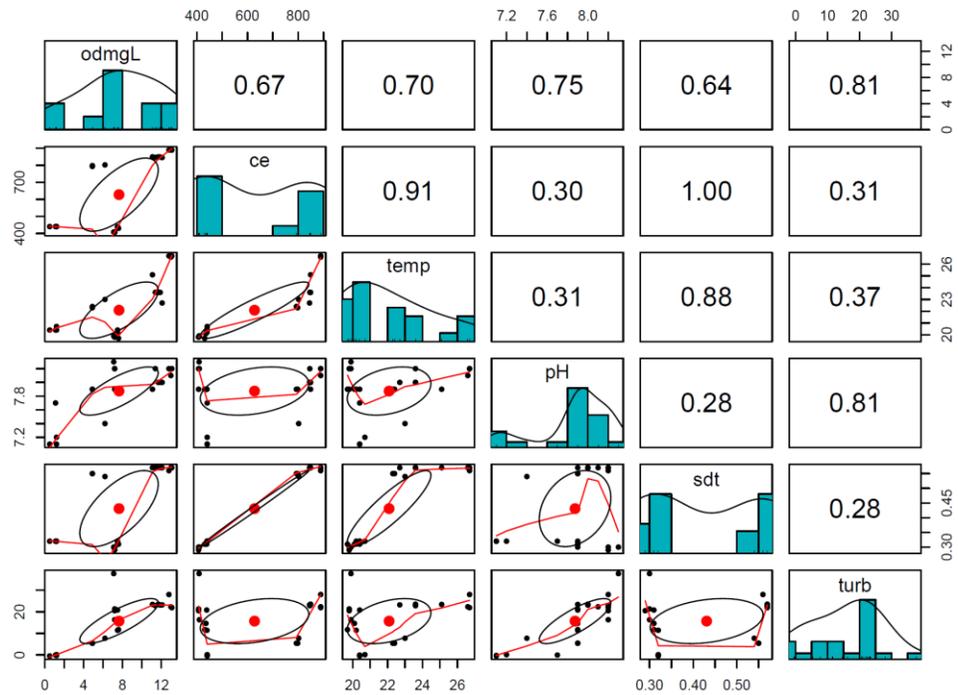


Figura 1. Matriz de dispersión, histograma y correlación de las variables ambientales en secas.

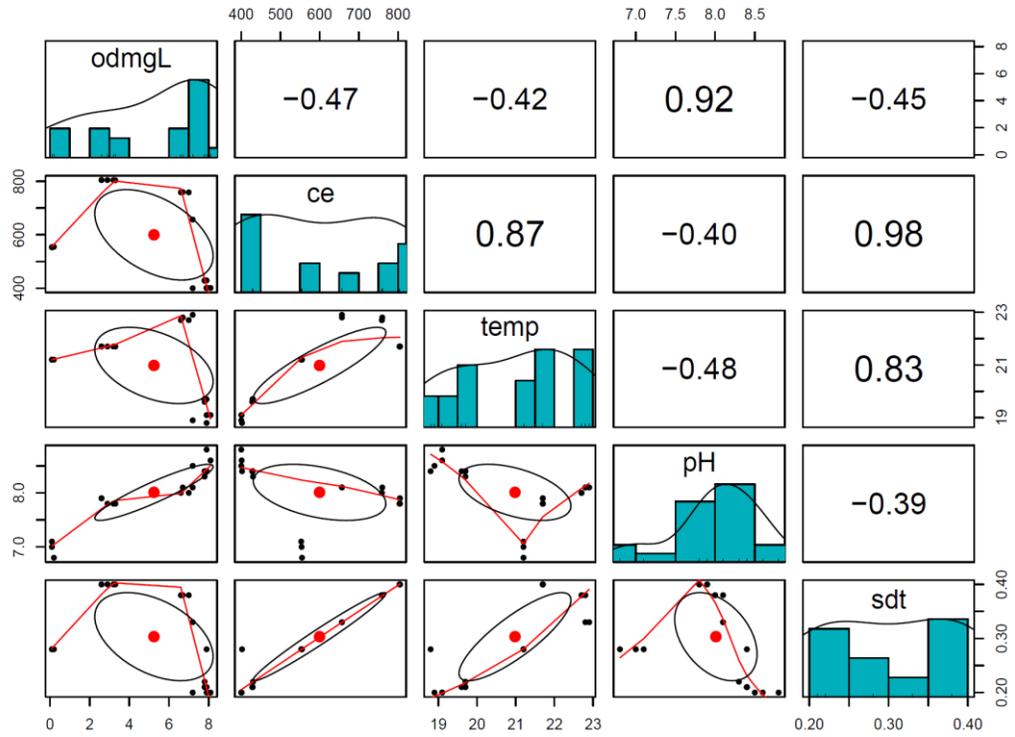


Figura 2. Matriz de dispersión, histograma y correlación de las variables ambientales en llluvias.