



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**DESCRIPCIÓN DE LA VARIACIÓN ESPACIAL Y
TEMPORAL DEL NITRÓGENO EN LA CUENCA DEL
RÍO USUMACINTA 2017-2018**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADA EN CIENCIAS DE LA TIERRA
(CIENCIAS ACUÁTICAS)**

PRESENTA:

JACQUELINE HERNÁNDEZ ANGELES



TUTOR PRINCIPAL:

JULIO DÍAZ VALENZUELA

**INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y
LIMNOLOGÍA, CD. MX.**

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX. 2021



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.

“Aquel que logre enseñar a volar a los hombres habrá cambiado de sitio todas las piedras que señalan las direcciones del mundo. [...] Quien quiera aprender a volar algún día tiene que aprender antes a tenerse de pie, y a correr, a saltar, a trepar y a bailar. [...] ¡Qué felicidad la de estar encaramado en los más altos mástiles del conocimiento! Ondear sobre los más altos mástiles, como pequeñas llamas, y llevar una señal de consuelo a los navegantes y a los náufragos, a pesar de no ser más que una débil llamita.”

Así habló Zaratustra

(Friedrich Nietzsche, 1885)

AGRADECIMIENTOS ACADÉMICOS

- A la Facultad de Ciencias y todo su personal por participar en mi formación profesional y ayudar en mi desarrollo dentro del estudio de las Ciencias de la Tierra.
- Esta tesis se llevó a cabo con recursos del proyecto “Cambio Global y Sustentabilidad en la Cuenca del Usumacinta y Zona Marina de Influencia: Bases para la Adaptación al Cambio Climático desde la Ciencia y la Gestión del Territorio. CONACyT-FORDECyT-237-646”. Responsable Técnico del proyecto Dra. Luzma Fabiola Nava Jiménez.
- A mi tutor principal M. en C. Julio Díaz por su orientación, dedicación y apoyo en la realización de esta tesis.
- A los miembros del Jurado: Dra. Rocío Alcántara, Dr. Martín Merino Ibarra, Dr. Jorge Ramírez Zierold y Dr. Javier Carmona por su invaluable apoyo y asesoría durante la realización de esta tesis.
- Al Dr. Jorge Ramírez Zierold por su gran apoyo y orientación en campo y durante la materialización de esta tesis.
- Al técnico académico Sergio Castillo Sandoval por su apoyo y asesoría dentro del Laboratorio de Biogeoquímica Acuática.
- A todos los miembros del Laboratorio de Biogeoquímica Acuática por su gran apoyo a lo largo del proceso de creación del presente proyecto.

AGRADECIMIENTOS

Madre, gracias por darme alas para volar y voluntad. Padre, gracias por ayudarme a sostener el vuelo. Hermana, gracias por ser la mejor acompañante en el viaje, por siempre hablarme y entenderme aún sin palabras. Gracias familia por día a día dar lecciones sobre la nobleza, el esfuerzo constante, la disciplina. No puedo más que estar profundamente agradecida con la vida, desde el alma, por el gran regalo otorgado, una familia cálida. Siempre cobijo, siempre apoyo, siempre amor puro. Gracias.

También doy gracias al universo porque a cada paso que doy y por cada camino transitado me hace coincidir con increíbles seres: amistad, regalo divino. Gracias Laura por tu interminable amor. Gracias Mariana y Regina por compartir su vibrante energía a lo largo de este camino académico.

Gracias Mariana, Rashel y Amaranta por ser refugio, espejo que todo lo ve, inextinguible fuente de iluminación y regocijo.

Gracias Dr. Martín Merino por el apoyo constante, la luz compartida y por la confianza otorgada.

Gracias Mariel y Andrea, un gusto coincidir en los caminos biogeoquímicos.

Gracias vida, universo, destino por prestarme ojos y sensibilidad suficiente para admirar la abundante belleza de nuestro planeta. Inacabable fuente de inspiración.

ÍNDICE

RESUMEN.....	9
1. INTRODUCCIÓN.....	10
1.1 JUSTIFICACIÓN.....	15
1.2 OBJETIVO GENERAL	15
1.3 OBJETIVOS PARTICULARES	15
2. ÁREA DE ESTUDIO.....	17
2.1 CUENCA DEL RÍO USUMACINTA.....	17
2.2 MEDIO FÍSICO.....	18
2.2.1 CLIMA.....	18
2.2.2 VEGETACIÓN.....	19
2.2.3 GEOLOGÍA.....	20
2.2.4 HIDROLOGÍA.....	20
2.2.5 RELIEVE Y FISIOGRAFÍA.....	22
2.2.6 SUELOS.....	22
3. MÉTODOS Y MATERIALES.....	24
3.1 ESTRATEGIA DE MUESTREO	24
3.2 MUESTREO	26
3.2.1 TOMA DE MUESTRA.....	26
3.3 CUANTIFICACIÓN ANALÍTICA DE NUTRIENTES	27
3.3.1 DETERMINACIÓN DE NITRÓGENO TOTAL (NT)	27
3.3.2 DETERMINACIÓN DE NO ₃ ⁻ y NH ₄ ⁺	27
3.4. DETERMINACIÓN DE CARGAS.....	28
3.5 PROCESAMIENTO DE INFORMACIÓN.....	28
4. RESULTADOS	29
4.1 VARIABLES LIMNOLÓGICAS	29
4.1.1 TEMPERATURA.....	29
4.1.2 OXÍGENO DISUELTO	30
4.1.3 pH.....	31
4.1.4 CONDUCTIVIDAD ESPECÍFICA.....	32
4.1.5 TURBIDEZ.....	34
4.1.6 CLOROFILA	35

4.1.7 CAUDAL.....	36
4.1.8 PROFUNDIDAD MÁXIMA.....	36
4.2 CONCENTRACIONES.....	37
4.2.1 NITRÓGENO TOTAL.....	37
4.2.2 FRACCIONES ORGÁNICAS E INORGÁNICAS DE NITRÓGENO.....	39
4.2.3 AMONIO.....	40
4.2.4 NITRATO	41
4.3 CARGAS	43
4.3.1 NITRÓGENO TOTAL.....	43
4.3.2 AMONIO.....	44
4.3.3 NITRATO	45
5. DISCUSIÓN	47
VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS	47
NITRÓGENO.....	52
6. CONCLUSIONES	62
7. RECOMENDACIONES	63
8. BIBLIOGRAFÍA.....	64
9. ANEXOS.....	71

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Cuenca del Río Usumacinta distribuida a lo largo de México, Guatemala y Belice.	17
Figura 2. Tres brazos principales de desembocadura del Río Usumacinta.....	21
Figura 3. Distribución de los sitios de muestreo a lo largo de la parte mexicana de la Cuenca del río Usumacinta.	25
Figura 4. Temperatura promedio observada durante la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio. Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.....	29
Figura 5. Oxígeno disuelto promedio observado durante la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio. Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.....	30
Figura 6. Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto promedio observado durante la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio. En amarillo la línea correspondiente al 100 % de saturación. Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.....	31
Figura 7. pH promedio observado durante la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio. Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.....	32
Figura 8. Conductividad específica promedio observada durante la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio. Arriba se observa del sitio M1 al B4, inf. izquierda del B5 al B9 durante la temporada de secas e inf. Derecha del B5 al B9 durante temporada de lluvias. Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.	33
Figura 9. Turbidez promedio observada durante la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio. Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.....	34
Figura 10. Clorofila promedio observada durante la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio. Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.....	35
Figura 11. Caudales calculados durante la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) para cada sitio. Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.	36
Figura 12. Profundidades máximas muestreadas por sitio durante la temporada de lluvias (2017) y secas (2018). Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.....	37
Figura 13. Concentraciones de nitrógeno total [$\mu\text{mol L}^{-1}$] promedio para la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio (eje derecho). Caudales asociados [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$] (eje izquierdo). Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios...	39
Figura 14. Concentraciones [$\mu\text{mol L}^{-1}$] promedio de nitrógeno total por fracciones (nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno orgánico disuelto (NOD) y nitrógeno particulado (NP)) para la temporada de lluvias (2017) y secas (2018). Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.....	40
Figura 15. Concentraciones de amonio [$\mu\text{mol L}^{-1}$] promedio para la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio (eje derecho). Caudales asociados [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$] (eje izquierdo). Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.	41

Figura 16. Concentraciones de nitrato [$\mu\text{mol L}^{-1}$] promedio para la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio (eje derecho). Caudales asociados [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$] (eje izquierdo). Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.....	42
Figura 17. Cargas de nitrógeno total [t d^{-1}] calculadas para la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) (eje derecho). Caudales asociados [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$] (eje izquierdo). Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.....	44
Figura 18. Cargas de amonio [t d^{-1}] calculadas para la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) (eje derecho). Caudales asociados [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$] (eje izquierdo). Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.....	45
Figura 19. Cargas de nitrato [t d^{-1}] calculadas para la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) (eje derecho). Caudales asociados [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$] (eje izquierdo). Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.....	46
Figura 202. Gráficos de dispersión Turbidez [NTU] - Clorofila [$\mu\text{g L}^{-1}$] para lluvias (2017) y secas (2018) por sitio en orden descendente de cuenca media a cuenca baja: a) M1 y b) M2. Observar cambios en los valores de los ejes.	79

RESUMEN

La cuenca del río Usumacinta es el segundo macizo de selvas tropicales más extenso en superficie en América (sólo después de la Amazonía), cuenta con el mayor caudal de descarga al Golfo de México, siendo el séptimo a nivel mundial. Por lo tanto, el río Usumacinta es de fundamental importancia para mantener la seguridad hídrica del país, y es necesario contar con conocimiento base respecto a las condiciones del sistema.

El presente estudio contiene información del estado actual de la química acuática del río Usumacinta y de algunos de sus principales tributarios, tomando como principal variable descriptiva el nitrógeno en sus diferentes especies en dos muestreos: lluvias y secas. En el caso del nitrógeno total (NT), las mayores concentraciones fueron de 107.7 y 82.6 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en temporada de lluvias y secas, respectivamente; y las menores de 58.4 y 50.5 $\mu\text{mol L}^{-1}$, respectivamente. El promedio general fue de 81.7 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en temporada de lluvias, y 64.5 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en temporada de secas. En general, las mayores concentraciones de NT se dieron en la temporada de lluvias. En ambas temporadas se observó mayor presencia de la fracción de nitrógeno orgánico disuelto (NOD), seguida por la de nitrógeno particulado (NP), y por último la de nitrógeno inorgánico disuelto (NID).

El amonio registró, durante la temporada de lluvias la mayor concentración con 2.1 $\mu\text{mol L}^{-1}$ y la menor con 0.6 $\mu\text{mol L}^{-1}$, con un promedio de la temporada de 1.2 $\mu\text{mol L}^{-1}$. Para la temporada de secas la concentración máxima de amonio fue de 6 $\mu\text{mol L}^{-1}$ y el valor mínimo muestreado fue de 0.5 $\mu\text{mol L}^{-1}$, con un promedio general de la temporada de 2 $\mu\text{mol L}^{-1}$. En general, las concentraciones de amonio halladas fueron mayores durante el estiaje. Durante la temporada de lluvias se presentó una tendencia al aumento de concentración de amonio al ir aguas abajo a lo largo de la cuenca del río Usumacinta (CRU).

Las mayores concentraciones de nitrato que se registraron fueron de 21.2 y 30.6 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en lluvias y estiaje, respectivamente. Los registros mínimos para cada temporada fueron de 0.2 y 1.14 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en lluvias y estiaje, respectivamente. Así, el promedio de nitrato en la época de lluvias fue de 10.2 $\mu\text{mol L}^{-1}$ y para el estiaje de 13.4 $\mu\text{mol L}^{-1}$. En general, se observaron mayores concentraciones durante la temporada de secas. Durante la temporada de lluvias se observó una clara tendencia a la disminución de nitrato al ir aguas abajo a lo largo de la Cuenca del Río Usumacinta.

Con base en los resultados del presente estudio se concluye que, la cuenca del río Usumacinta mantiene condiciones de deterioro que oscilación entre la oligotrofia y mesotrofia, controlada principalmente por cambios en los caudales del sistema. Los valores muestreados de amonio y nitrato a lo largo de la cuenca están generalmente dentro de los establecidos para condiciones aceptables en ríos tropicales. Sin embargo, las concentraciones de especies de nitrógeno observadas en la cuenca del río Usumacinta fueron aproximadamente diez veces mayores a las concentraciones promedio encontradas en otros ríos tropicales considerados prístinos.

1. INTRODUCCIÓN

Del total de los recursos hídricos del planeta Tierra, sólo el 2.5 % son de agua *dulce* almacenada naturalmente en ríos, lagos, acuíferos, glaciares, nieves perpetuas, permafrost, e incluso como vapor de agua en la atmósfera. Además, su distribución a lo largo del planeta suele no ser homogénea ni conforme con los territorios que más población tienen, es decir, las zonas de mayor demanda de agua (Sánchez *et al.*, 2015). Por lo tanto, el acceso equitativo a este recurso natural se ha convertido en una de las problemáticas más relevantes para la humanidad.

Las regiones que experimentan un rápido crecimiento económico y urbanización se convierten en las más vulnerables a desastres hídricos, por lo que resulta vital tener información clara y amplia respecto a la calidad del agua en dichas zonas. Esta información es esencial para que la planeación urbana se lleve a cabo mediante estrategias apropiadas y para el correcto manejo ambiental. A su vez, las políticas diseñadas para garantizar el acceso al agua requieren de conocimiento previo de las características químicas, físicas y biológicas de los sistemas acuáticos (Oliveira de Angiar Netto *et al.*, 2013).

México, al contar con una gran variedad fisiográfica y climática, presenta una distribución altamente heterogénea del recurso hídrico continental, tanto espacial como temporalmente (SEDESOL, 1993; INEGI, 1995). Esta variabilidad va de los 100 milímetros anuales promedio de precipitación en el noroeste de la República, hasta más de 1,500 milímetros en el sureste, y tiene el 90 % del total anual de drenaje durante la temporada de lluvias, la cual abarca sólo de 4 a 6 meses (Alcocer, 2007). Esta distribución heterogénea es también importante en relación con la altitud, pues el 80% del agua continental se localiza por debajo de los 500 metros, y tan sólo un 5 % por encima de los 2 mil metros sobre el nivel del mar. En contraparte, 76 % de los mexicanos y dos terceras partes de la industria de manufactura y tierras agrícolas y ganaderas están localizados en los altiplanos mexicanos (altitud promedio de 1,700-2,300 metros) (INEGI, 1995).

Según algunos autores, los recursos acuáticos lénticos son menos importantes que los lóticos a nivel nacional, ya que estos últimos tienen alta representatividad a lo largo del país y son elementos que cuentan con la cualidad de interconectar el territorio (Alcocer, 2007; Cotler, 2010). Cabe destacar que el principal suministro de agua dulce en México es el agua de lluvia, pero sólo del 10 al 28 % de ésta llega y circula a través de los ríos, pues la gran mayoría se pierde en procesos de evapotranspiración e infiltración (INEGI, 1995). Con ello, se hace manifiesto la relevancia de la correcta gestión del agua epicontinental lótica.

Las cuencas hidrográficas

Con el fin de esclarecer para su estudio la distribución del recurso hídrico a lo largo del territorio, se usa la definición de cuenca hidrográfica como toda aquella superficie de terreno cuyas corrientes superficiales de agua drenan de manera natural hacia una corriente principal (río) y ésta puede o no drenar directamente al mar (García-Kauffer, 2011). Se reconocen tres diferentes zonas funcionales en una cuenca: a) el área de colecta o captación, en la que el agua de lluvia es captada, infiltrada y se transforma en escorrentía, b) el área de almacenamiento hídrico, cuya capacidad varía en cantidad y duración dentro del sistema; esta zona además de almacenar, también desaloja agua cuenca abajo, y c) la zona de descarga o de emisión hídrica de la cuenca, que típicamente se presentará en forma de escorrentía (Black, 1996). La identificación y caracterización de estas zonas es de gran importancia para mantener el adecuado funcionamiento eco hidrológico de una cuenca (Cotler, 2010).

Las perturbaciones efectuadas en las partes altas de la cuenca (por ejemplo, erosión de suelo, contaminación hídrica), se transfieren hacia las zonas medias, y a su vez, dependiendo de la intensidad y naturaleza de dichos efectos, llegan hasta las zonas altimétricamente más bajas del sistema hidrográfico superficial. Las partes altimétricamente más altas de la cuenca, por lo tanto, se convierten en zonas clave para el manejo integrado de todo el sistema hidrográfico, pues es allí donde se infiltra una gran cantidad del agua que se precipita en la cuenca y que alimenta a los flujos subterráneos. Igualmente, en esta zona surgen corrientes incipientes que nutren a los ríos y cuerpos de agua superficiales (Black, 1996). Todo esfuerzo científico, económico y político debería estar encaminado en mantener dicha funcionalidad, o en su defecto en la remediación de zonas deterioradas por actividad antropogénica.

La cuenca hidrográfica, o simplemente cuenca, es también reconocida como la unidad territorial más adecuada para la gestión integral de los recursos hídricos. En ésta los sistemas físicos, bióticos y el sistema socioeconómico son interdependientes y se encuentran interrelacionados a través de los flujos hídricos, superficiales y subterráneos (Dourojeanni *et al.*, 2002; Cotler y Caire, 2009). Las cuencas generan y brindan bienes y servicios ambientales para la subsistencia de la humanidad y la integridad ecológica del sistema. Éstos incluyen el suministro de agua dulce, regulación de los caudales de los ríos, mantenimiento de los regímenes hidrológicos naturales, regulación de erosión de suelos, respuesta resiliente ante eventos naturales extremos, por mencionar algunos (Balvanera y Cotler, 2009).

La pertinencia de entender y gestionar el territorio a través de sus cuencas motivó a algunos países a definir sus límites políticos estatales acorde a ellas, pues se considera necesario priorizarlas. Por ejemplo, para la mejor planeación de actividades agrícolas, programas de pagos por servicios ambientales, así como su utilización como unidades ambientales de gestión integral (Cotler, 2010).

Biogeoquímica de ríos

A pesar de que los ríos sólo cubren una pequeña porción de la superficie terrestre, juegan un papel primordial tanto a escala regional como en los ciclos biogeoquímicos globales. Más del 90 % de la masa terrestre drenada que llega a los océanos, lo hace mediante los ríos, lo que los convierte en el principal medio por el cual materiales terrígenos son transportados al océano. También representan la fuerza erosiva más poderosa del planeta, pues transportan 20 Gt de sedimento a los márgenes costeros mundiales anualmente (Meybeck, 2009). Dentro de estos sedimentos y materia orgánica que los ríos transportan se encuentran los nutrientes que sostienen la vida en la Tierra.

Generalmente, se puede decir que la variación de la química de sistemas acuáticos se debe a tres factores: 1) propiedades físicas del sistema (morfometría, clima, tiempo meteorológico), 2) entorno geológico y 3) factores biológicos, incluyendo la abundancia y composición de la biota (Aldstadt III *et al.*, 2009). Algunas de las variables que se suelen considerar como características funcionales de los ríos son: 1) la pendiente, pues de ésta depende el área de interacción de la corriente con el lecho del cauce, así como sus tiempos de residencia (los cuales son mayores en ríos maduros) (Alcocer, 2007; Halliday *et al.*, 2014), 2) la longitud y profundidad pues ambas guardan una relación directa con la cantidad de reciclaje interno de la corriente (Alexander *et al.*, 2000; Kobayashi y Iwata, 2017), y 3) la velocidad de la corriente, la cual suele presentar una distribución potencial desde la superficie hacia el fondo del cauce, siendo siempre mayor cerca de la superficie (Bukaveckas, 2009; Kobayashi y Iwata, 2017).

Flujos

El cálculo de flujos es usado en varios campos de las ciencias acuáticas pues permiten establecer tasas de meteorización química, de erosión mecánica y de transferencia de sedimentos de la red hídrica a la zona costera en cuestión. Además, esto permite conocer la cantidad de nutrientes y contaminantes que entran o salen de los cuerpos de agua. También permite establecer qué componentes fluviales intervienen en los flujos biogeoquímicos de elementos integradores y esenciales para la vida en el planeta (Meybeck, 2009).

En condiciones naturales la dinámica fluvial es altamente variable en tiempo y espacio. Los últimos esfuerzos por cuantificar el total de entradas de agua de los ríos en el planeta a los océanos han llegado a la cifra de 40,000 km³ año⁻¹ para un área de drenaje potencial igual a 115.6 millones de km², en la que grandes regiones (aprox. 39.5 millones de km²) no presentan escorrentía significativa (Walling, 2006).

Nitrógeno en ríos

El nitrógeno es un elemento biogénico constituyente de moléculas orgánicas que desempeñan funciones vitales para toda célula. Generalmente, proviene de la mineralización de materia orgánica, de la disolución de rocas sedimentarias y del

intercambio gaseoso. En ríos, el nitrógeno se encuentra en forma inorgánica disuelta, principalmente como nitrato y amonio, y como nitrógeno orgánico disuelto y particulado. El nitrato es típicamente la forma dominante de nitrógeno inorgánico en ríos pues al tener un bajo potencial de sorción es fácilmente transportado a través de los suelos. También interviene en esto la buena oxigenación del sistema (Giraldo *et al.*, 2010; Halliday *et al.*, 2014) que favorece la presencia de nitrato sobre el amonio. Además, éste ion es altamente soluble en un rango amplio de valores de pH.

Otra fuente natural de amonio es la fijación de nitrógeno atmosférico y la reducción de nitrato, procesos que se suelen dar en condiciones de baja oxigenación; aunque también se sabe que las cianobacterias tienen la capacidad de fijar nitrógeno aún en condiciones de alta oxigenación. Dicha capacidad las hace tener un papel único en sistemas acuáticos. En aguas continentales, las bacterias heterótrofas y las cianobacterias (principalmente del orden Nostocales) son responsables de la mayor parte de la fijación de nitrógeno que se produce, aunque esta suele darse de forma limitada en ambientes de estuarinos (Marino y Howarth, 2009). Estos últimos procesos se dan mediante la acción de la enzima nitrogenasa, la cual está ampliamente distribuida entre linajes procariotas.

En aguas naturales suele encontrarse casi tanto nitrógeno en forma orgánica soluble como en forma inorgánica (sin contar el gaseoso), y aunque no forma compuestos insolubles, se puede encontrar adsorbido en sedimento o asociado a ácidos húmicos, así como en el agua intersticial (McEldowney *et al.*, 1993). En el caso del nitrógeno inorgánico disuelto, éste suele presentarse en un rango que varía hasta por dos órdenes de magnitud (Halliday *et al.*, 2014).

El exceso de materia orgánica implica la disminución del oxígeno disponible para llevar a cabo la nitrificación (Giraldo *et al.*, 2010). En condiciones de anoxia, la desnitrificación convierte el nitrato en nitrógeno atmosférico, lo que resulta en la pérdida de nitrógeno hacia la atmósfera, por lo que es un proceso que controla en parte la cantidad de nitrógeno en las cuencas. Es importante destacar que la desnitrificación incompleta genera óxido nitroso, gas estudiado en las últimas décadas por su alto potencial para generar efecto invernadero, siendo el tercero más importante después del dióxido de carbono y el metano, y tener un alto grado de degradación de la capa de ozono (Canfield *et al.*, 2011; Thompson *et al.*, 2019).

En regiones templadas el nitrógeno generalmente suele tener un patrón temporal específico, que depende de las fuentes y sumideros comprometidos en el sistema lótico, pues se asocian típicamente con eventos de lluvia y/o deshielo (Giraldo *et al.*, 2010; Halliday *et al.*, 2014). La descarga alta a menudo se caracteriza por concentraciones más bajas de sustancias disueltas debido al suministro rápido de agua a través del flujo terrestre, generando dilución de los materiales disueltos en el caudal. En contraste, periodos de bajo caudal son también periodos de baja dilución y altos tiempos de residencia en el sistema, y por tanto mayores concentraciones (Meybeck, 2009; Halliday *et al.*, 2014). También se ha encontrado que las especies de nitrógeno inorgánico disuelto pueden disminuir estacionalmente durante los flujos bajos de

primavera y verano, debido a la floración de algas en ríos eutróficos (Halliday *et al.*, 2014).

Eutrofización

Los macronutrientes más comunes son compuestos de nitrógeno y fósforo, y sus niveles de concentración se ven afectados en escorrentías de áreas agrícolas que hacen uso de fertilizantes, por desechos animales y por aguas residuales (incluidos los efluentes tratados y el desbordamiento de aguas pluviales urbanas) (Bukaveckas, 2009; Halliday *et al.*, 2014; Kobayashi e Iwata, 2017).

El papel del nitrógeno en la regulación del estado trófico de los ríos en regiones tropicales es poco claro, pero se sabe que suele ser uno de los materiales fluviales más sensible a la presión antropogénica. Muchos ríos experimentan enriquecimiento de nutrientes y algunas de las respuestas bióticas a niveles elevados de nutrientes es el crecimiento desmedido de microorganismos acuáticos, y el consecuente agotamiento de oxígeno disuelto en el agua, proceso que se conoce como eutrofización (Alcocer, 2007). Sin embargo, dicho crecimiento puede verse mermado por otros factores que limitan la producción primaria en cuerpos acuáticos. Principalmente, afectan la luz disponible en la columna de agua y el tiempo de residencia del mismo. También en ríos, el alto flujo de agua favorece la rápida remoción de contaminantes en su forma disuelta. Por lo tanto, los efectos de procesos de eutrofización en cuencas se ven mayormente reflejados en las zonas bajas, donde macrocontaminantes como microcontaminantes pueden acumularse, alterando el balance ecológico de la zona (Cotler, 2010).

La presión humana acumulada sobre los sistemas acuáticos es cada vez mayor, y no parece que disminuya sustancialmente en los próximos años. Dicha presión suele verse reflejada en cambios bruscos en las concentraciones promedio de algunos elementos del agua como los nutrientes, así como su distribución espacial, cambios en la estacionalidad y cambios en los flujos (Colin *et al.*, 2006; Bukaveckas, 2009; Halliday *et al.*, 2014). A su vez, también se ha encontrado que existe una correlación positiva entre la cantidad de nitrógeno total que presenta el río y la extensión del territorio de uso agrícola en la cuenca (Yamazaki *et al.*, 2017).

Estudios realizados en la última década muestran que, el uso de fertilizantes nitrogenados ha incrementado hasta en un 800 %, donde los cultivos de trigo, arroz y maíz demandan hasta el 50 % de éstos (Canfield *et al.*, 2011; Alexander *et al.*, 2008; Patson-Walsh *et al.*, 2011). Para estos cereales, se reporta una eficiencia de menos del 40 % del fertilizante aplicado. El porcentaje restante suele ser emitido a la atmósfera, o lavado y drenado hacia los sistemas acuáticos epicontinentales. Alrededor del mundo, cerca del 90 % del fertilizante nitrogenado es amonio, que es convertido en nitrato mediante nitrificación, y dada su alta movilidad, este suele llegar a ríos, lagos y acuíferos (Canfield *et al.*, 2011). Esto resulta en la eutrofización de áreas costeras, y en la creación de zonas de oxígeno mínimo en los océanos del mundo (Cardoso-Mohedano *et al.*, 2020; Machain-Castillo *et al.*, 2020), mismas que tienen el potencial de generar deterioro de

la diversidad marina, así como en provocar perjuicio de la actividad pesquera de la región implicada (Fields, 2004).

1. 1 JUSTIFICACIÓN

La cuenca del río Usumacinta es una de las regiones de mayor biodiversidad de toda Mesoamérica, es parte importante del remanente de la selva maya, y es el segundo macizo de selvas tropicales más extenso en superficie en América (sólo después de la Amazonía). Además, presenta el mayor caudal de descarga en el Golfo de México en la porción mexicana, y el séptimo a nivel mundial (March-Mifsut y Castro, 2010; Conagua, 2011 en Kolb, 2013). Por todo esto, esta cuenca resulta pieza clave para todo esfuerzo de conservación de la biodiversidad nacional y para mantener la seguridad hídrica del país.

A pesar de lo anterior, la cuenca del río Usumacinta ha sufrido los efectos de prácticas de agricultura intensiva y extensiva en las últimas décadas, incluyendo deforestación, políticas de conservación poco efectivas, así como apoyos gubernamentales para actividades agropecuarias mal implementados (Richter, 2000; Kolb, 2013; Álvarez-Porebski *et al.*, 2015). Por lo anterior, resulta urgente contar con conocimiento base respecto a las condiciones actuales del sistema a escala de cuenca (macroescala), mismo que sirve como plataforma para futuras investigaciones.

Por lo tanto, este estudio presenta información del estado actual de la química acuática del río Usumacinta, así como de algunos de sus principales tributarios, tomando como principal variable descriptiva las concentraciones de nitrógeno en sus diferentes especies. Se pretende que este estudio sea el inicio de un posterior monitoreo en la región, el cual se espera sea de mayor alcance tanto espacial como temporal, dado que aún es poca la información con la que se cuenta de la región y específicamente de ambientes lóticos tropicales (Kobayashi y Iwata, 2017; Alcocer, 2007; Oliveira de Aguiar Netto, *et al.*, 2013).

1.2 OBJETIVO GENERAL

Describir la variación espacial y temporal del nitrógeno en sus diferentes especies químicas a lo largo de la cuenca del río Usumacinta, México.

1.3 OBJETIVOS PARTICULARES

- Describir las principales variables limnológicas (temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad específica, turbidez y clorofila), en el agua del río Usumacinta y sus principales tributarios, a lo largo de su cuenca.
- Determinar los niveles de concentración de las diferentes especies químicas del nitrógeno: nitrato (NO₃⁻) y amonio (NH₄⁺), nitrógeno orgánico disuelto (NOD),

nitrógeno orgánico particulado (NOP) y nitrógeno total (NT) durante las dos temporadas del año (lluvias y secas) a lo largo de la cuenca del río Usumacinta.

- Comparar las concentraciones de diferentes especies de nitrógeno entre dos temporadas del año (lluvias y secas).
- Calcular las cargas de nitrógeno total (NT), nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+) durante las dos temporadas del año (lluvias y secas) a lo largo de la cuenca del río Usumacinta.

2. ÁREA DE ESTUDIO

2.1 CUENCA DEL RÍO USUMACINTA

La cuenca del río Usumacinta (CRU) se localiza entre los 14° 50' y 18° 45' de latitud norte y los 89° 20' y 92° 40' de longitud oeste. Tiene una superficie total de 7, 727,391 hectáreas distribuidas entre México, Guatemala y Belice (Fig. 1). En lo que respecta a México, cuenta con 43.6 % de la cuenca (3, 369,142 ha) distribuida entre los estados de Chiapas, Tabasco y Campeche. Guatemala cuenta con el 56.36 % (4, 355,299 ha) en los departamentos de Huehuetenango, Quiché, Cobán y Petén; y por último Belice cuenta con 0.04 % de la cuenca en la región Sierra Maya (Saavedra-Guerrero *et al.*, 2016).

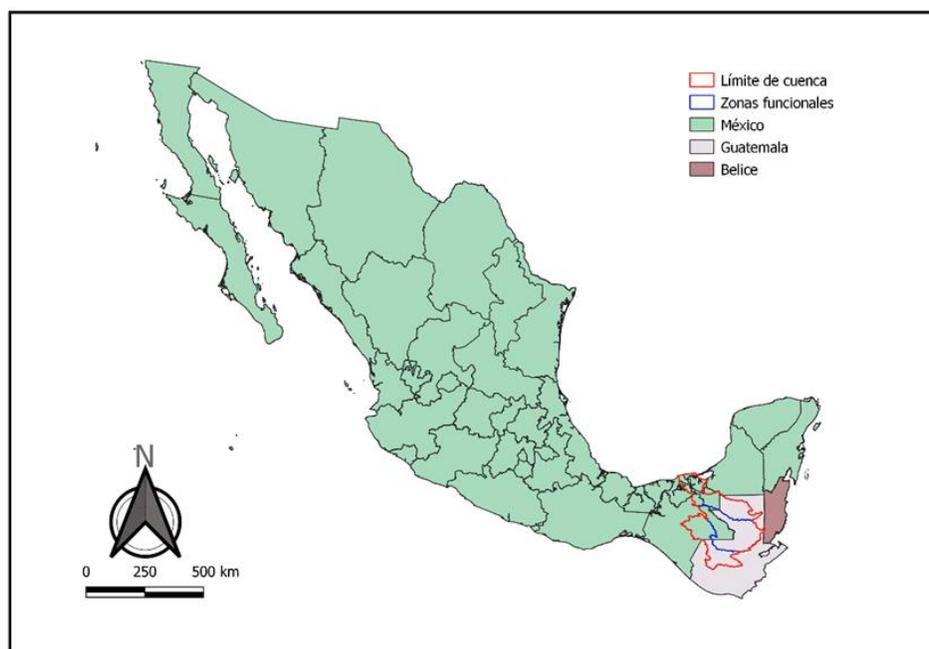


Figura 1. Cuenca del Río Usumacinta distribuida a lo largo de México, Guatemala y Belice.

La CRU cuenta con un escurrimiento natural medio superficial de 104,089 hectómetros cúbicos por año (Conagua, 2017) y una descarga anual de $\sim 2,678 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Benke, 2009). Los factores que contribuyen a la alta biodiversidad de la cuenca Usumacinta son su ubicación en el trópico, su gran extensión, su heterogeneidad topográfica y climática, así como su posición entre dos mares (Kolb, 2013).

Además, el sureste de México constituye el principio del puente que conecta las zonas neárticas con las neotropicales, lo que le confiere funciones únicas e importantes desde el punto de vista ecológico y evolutivo (Coates, 1997). Es considerada la región con mayor riqueza de mamíferos, así como una de las regiones con más alta riqueza y

número de especies endémicas de reptiles y anfibios (Ceballos y Oliva 2005). En ella habitan especies amenazadas y en peligro de extinción, tales como el jaguar, ocelote, mono aullador, mono araña, tapir, por mencionar algunas (Primack *et al.*, 1998). Por otra parte, Soria-Barreto *et al.* (2018) encontraron que dentro de la ictiofauna de ambientes dulceacuícolas de la Cuenca del río Usumacinta existen al menos 54 especies nativas y 12 endémicas; se encontraron también especies bajo categoría de protección nacional e internacional, 9 dulceacuícolas, 5 marinas y 1 estuarina: *Carcharhinus leucas*, *Megalops atlanticus*, *Albula vulpes*, *Lacantunia enigmatica*, *Potamarius nelsoni*, *P. usumacintae*, *Rhamdia guatemalensis*, *Ctenogobius claytonii*, *Chuco intermedium*, *Thorichthys socolofi*, *Kihnichthys ufermanni*, *Tlaloc hildebrandi*, *Atherinella schultzi*, *Epinephelus itajara* y *Sphoeroides pachygaster*.

En América Latina, se encuentran 60 cuencas que son compartidas por dos o más naciones. Se estima que las cuencas compartidas representan alrededor de 71 % del caudal superficial total de América Latina y del Caribe, abarcando el 55 % de su superficie. En América Central y México las cuencas internacionales representan 24 % del caudal total (Dourojeani, 1994). La CRU es también catalogada como la cuenca fronteriza de mayor extensión y desarrollo hidrológico de México, al contar con una superficie de más de siete millones de hectáreas, contener una red hidrológica que presenta la mayor precipitación de toda Mesoamérica y al mismo tiempo poseer un relieve altamente complejo (sobre todo en las partes altas y medias en México, así como en las cabeceras en los Altos de Guatemala).

La cuenca se divide en tres zonas funcionales: cuenca baja, cuenca media y cuenca alta, con 21.5, 48.5 y 30 % respectivamente. La porción mexicana de la CRU se localiza entre los 16° 2' y 18° 45' de latitud norte y los 90° 27' y 92° 5' de longitud oeste (Saavedra-Guerrero *et al.*, 2016). El presente estudio se realizó en cuenca media y cuenca baja de la Cuenca del Río Usumacinta.

2.2 MEDIO FÍSICO

2.2.1 CLIMA

Temperatura

En lo que respecta a la cuenca media del río Usumacinta (CMRU), las temperaturas oscilan entre los 19.2 y 26.1 °C, y están correlacionadas con la variable altitudinal. En regiones con altitud mayor a 1,000 m, las temperaturas medias anuales suelen ser menores a los 22 °C, mientras que, en regiones con altitudes menores a 200 m.s.n.m. suelen ser mayores a los 26 °C (Saavedra-Guerrero *et al.*, 2016). En la CMRU es posible diferenciar dos periodos que corresponden a secas (otoño-invierno) y lluvias (primavera-verano). Para el periodo de 1950 al 2000 se identificó que las temperaturas fluctúan entre los 16.8 y 19°C en lluvias y los 23 a 25.1 °C en secas para las partes altas (mayores a 1000 m), y entre los 19 y 20.6°C en lluvias y los 26.3 a 29.5 °C en secas para

las partes bajas (menores a 200 m). La máxima temperatura registrada se presentó en el mes de mayo (35.9 °C) y la mínima en el mes de febrero (11 °C) (Saavedra-Guerrero *et al.*, 2016).

Para la cuenca baja del río Usumacinta (CBRU) las temperaturas varían durante secas de los 23.2 a los 25.1°C, y en lluvias de los 26.1 a los 29.4 °C, esto del 1949 al 2009; a su vez la orografía de la CBRU va en su gran mayoría de los 0 a los 500 m.s.n.m (INEGI, 2007).

Precipitación

En general, la distribución de las lluvias a lo largo del año en la CRU presenta un patrón monomodal, con una estación seca bien definida entre los meses de enero y abril, y una estación de lluvias que va de mayo a diciembre. En la CRU la precipitación media anual oscila entre 1,890 y 4,300 mm (Saavedra-Guerrero *et al.*, 2016), mientras que, para la CBRU la precipitación media anual promedio es de 1,567.2 mm para el periodo de 1949-2009 (INEGI, 2007 en Kolb 2013).

Tipos de clima

De acuerdo con Saavedra (2013) la mayor parte de la cuenca media del río Usumacinta (CMRU) se encuentra dentro de la unidad climática Cálido Húmedo (Af, según la clasificación de Köppen), con precipitaciones de entre 1,800 y 3,000 mm anuales, temperaturas promedio anual mayor a 24 °C. La parte restante de la cuenca media se encuentra distribuida entre la unidad climática Cálido-Muy Húmedo con precipitaciones de entre 3,000 y 4,000 mm anuales y temperaturas promedio anuales mayores a 24 °C. También, en la unidad climática Semicálido-Muy Húmedo, la cual cuenta con precipitaciones de entre 2,000 y 4,000 mm anuales y temperaturas promedio anual de entre 19 y 24 °C, y la unidad climática Semicálido-Pluvial con precipitaciones de entre 4,000 y 4,337 mm anuales y temperaturas promedio anual de entre 19 y 24°C.

Por otro lado, la cuenca baja del río Usumacinta (CBRU) presenta mayormente clima Cálido Húmedo con abundantes lluvias en verano (Am), clima típico de zonas tropicales con influencia de masas de aire marítimas con marcada estacionalidad de lluvias; en menor proporción presenta clima Cálido Subhúmedo con lluvias en verano (Aw) y Cálido Húmedo con lluvias todo el año (Af) (INEGI 2007 en Kolb, 2013).

2.2.2 VEGETACIÓN

La cuenca abarca cinco ecorregiones: 1) Selvas húmedas de Petén a Veracruz, 2) Bosques de pino encino de Centroamérica, 3) Pantanos de Centla, 4) Bosques montañosos de Chiapas y 5) Bosques montañosos de Centroamérica. En términos generales, los principales tipos de vegetación que encontramos al interior de la CRU

son: los bosques de pino y encino, y los bosques mesófilos de montaña en su parte alta; selvas tropicales de diversa composición y estructura en su parte media, y finalmente en su parte baja pantanos y humedales. Las selvas que se presentan en esta cuenca son diversas, predominando las selvas altas perennifolias y las selvas medianas subcaducifolias (March-Mifsut y Castro, 2010).

Según Rzedowski (1978) la región del río Usumacinta presenta dos provincias florísticas: la Región Caribeña y la Región Mesoamericana de Montaña. La primera describe la vegetación de la CBRU en la provincia nombrada Costa del Golfo de México, mientras que la segunda región representa a la CMRU en la provincia nombrada Serranías Transísmicas, que abarca las montañas de Chiapas y llega hasta la mitad septentrional de Centroamérica.

2.2.3 GEOLOGÍA

Según Padilla y Sánchez (2007) la CRU está ubicada entre la “Sierra de Chiapas o Sierra Madre de Chiapas”, la plataforma de Yucatán y las cuencas Terciarias del Sureste, elementos que constituyen el sureste mexicano. Dicha región presenta un origen y evolución de alta complejidad, la cual engloba procesos de “rifting”, formación de cuencas de sedimentación (Viniegra, 1971, citado por Saavedra, 2013), orogenia producto de compresiones tectónicas, e incluso levantamientos isostáticos (Sánchez-Montes de Oca, 1980). En el sureste de México se encuentran tres placas tectónicas: la Norteamericana, la del Caribe y la de Cocos, mismas que convergen desde el Oligoceno Tardío (Morán-Zenteno *et al.*, 2000).

Dado su origen e historia, la cuenca está constituida principalmente de rocas sedimentarias marinas, siendo las más representativas las calizas del Cretáceo Superior, lutitas y areniscas del Paleógeno Eoceno, calizas del Paleógeno Paleoceno y conglomerados del Plioceno-Pleistoceno. También se pueden distinguir importantes depósitos aluviales en los lechos de los ríos Lacantún y Usumacinta (Saavedra, 2013).

2.2.4 HIDROLOGÍA

La región hidrológica Grijalva-Usumacinta con una superficie de 133,847 km² está distribuida mayormente entre los estados de Chiapas y Tabasco, aunque también en menor porción entre Campeche, Oaxaca y Veracruz. Es la mayor región hidrológica de Centroamérica y México, y se estima que drena el 40 % del agua superficial de México (García-Kauffer, 2011) factor que denota su gran importancia. A su vez, en dicha región se dan las condiciones de mayor humedad del país y se presenta una de las más amplias plataformas continentales carbonatadas de los mares mexicanos, grandes sistemas lagunares y extensos manglares (Saavedra y López, 2015 en Saavedra-Guerrero *et al.*, 2016).

La cuenca del río Usumacinta está compuesta por 17 subcuencas: Chixoy, Chajúl, Ixcán, Comitán, Santo Domingo, Lacantún Alto, Lacantún Bajo, Tzendales, Lacanja, La Pasión, Jataté, San Pedro, Gran Usumacinta, Río Chancamax, Chancalá, Pantanos, y

Sistema Lagunar y Pantanos (Centro Geo, 2017). El río Usumacinta mide 1,114 kilómetros, de los cuales 363 están en territorio de Guatemala, 383 delimitan la frontera (México/Chiapas-Guatemala/Petén) y 386 se encuentran en territorio mexicano en los estados de Tabasco y Chiapas (García-García, 2011).

El río Usumacinta se forma de la unión de los ríos La Pasión, Chixoy y Lacantún en la frontera entre México y Guatemala. El río La Pasión se une con el Chixoy pocos kilómetros antes de la confluencia con el Lacantún. El río La Pasión tiene su origen en el norte del departamento de Alta Verapaz en las montañas de Chamá y los Cuchumatanes; el río Chixoy nace en Los Altos de Chiapas, Huehuetenango y Quiché (Saavedra, 2013).

El río Usumacinta deja de ser frontera entre México y Guatemala justo dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Cañón del Usumacinta (APFFCU), y aproximadamente a 30 kilómetros de distancia aguas abajo se encuentra el cañón Boca del Cerro (dentro de la APFFCU), lugar donde termina la cuenca media del río Usumacinta y comienza la cuenca baja, misma que pertenece a la región fisiográfica nombrada Planicie del Golfo de México (Saavedra-Guerrero *et al.*, 2016).

Al cruzar el estado de Tabasco, el río Usumacinta se bifurca en tres brazos principales: al oeste, éste conserva su nombre, al centro cambia a río San Pedro y San Pablo formando el límite entre los estados de Tabasco y Campeche y desemboca en el Golfo de México, al este (antes de llegar a la localidad de Jonuta) se le nombra río Palizada, y desemboca en la Laguna de Términos (Fig. 2) (UACH 1978).

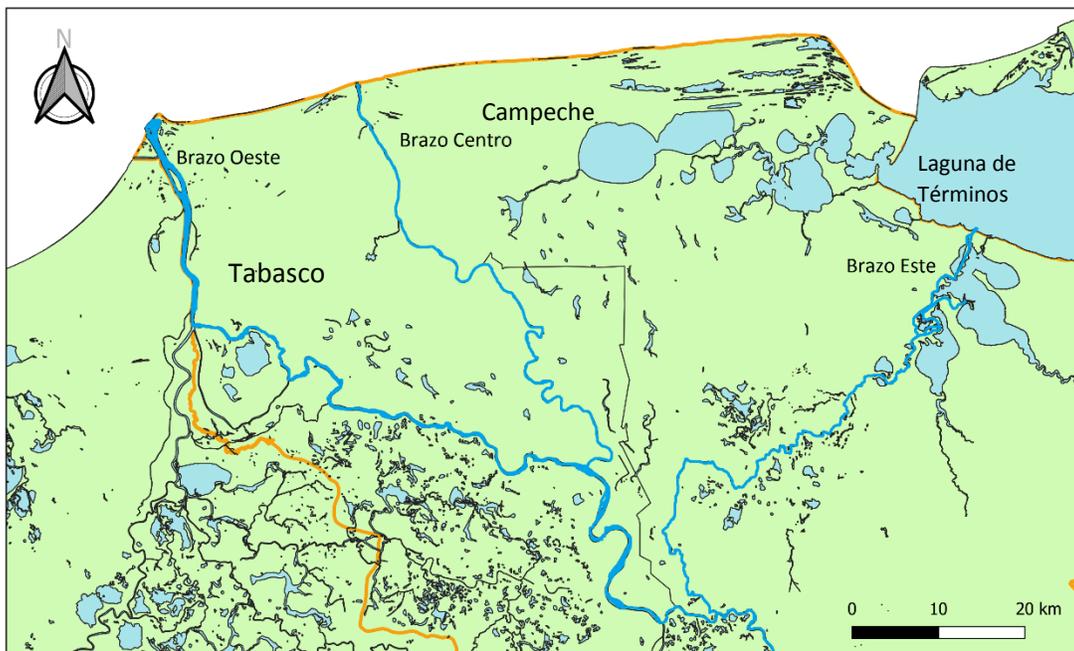


Figura 2. Tres brazos principales de desembocadura del Río Usumacinta.

3.2.5 RELIEVE Y FISIOGRAFÍA

Con base en Burga (2011) el relieve se puede definir como el conjunto de formas que tiene la superficie terrestre dados diferentes procesos tectónicos (endógenos) y de deposición y erosión (exógenos). Según Saavedra-Guerrero (2016) se puede describir el relieve de la CMRU al centro, noroeste y noreste como ligeramente escarpado (con pendientes que van del 20 al 50 %) y al sur y sureste predominan relieves bajos con pendientes que van del 3 al 12 %. La CBRU queda descrita dentro de la Llanura y Pantanos Tabasqueños (Cervantes-Zamora et al., 1990 en Saavedra-Guerrero et al., 2016), una extensa llanura aluvial con los típicos procesos de inundación y sedimentación (UACH 1978), por lo que se esperan pendientes no mayores al 12 %.

La cuenca del río Usumacinta queda contenida dentro de las provincias fisiográficas Sierra Madre de Chiapas y Guatemala y Llanura del Atlántico. Dentro de dichas provincias fisiográficas se encuentran paisajes tales como: valle aluvial-agradacional, valle aluvial de río meándrico-agradacional, relieve colinado erosional-denudacional, relieve colinado estructural-erosional, relieve colinado-disolucional, relieve montañoso y colinado-estructural-erosional, relieve montañoso-disolucional y relieve montañoso-estructural/erosional (Saavedra-Guerrero *et al.*, 2016).

El conjunto de los paisajes antes mencionados a grandes rasgos son resultado de condiciones de alta precipitación (1,890 a 3,500 mm al año), alta humedad, lomas de entre los 100 y 300 m de altitud, pendientes con inclinaciones del 7 al 50 %, temperaturas de 24 °C promedio y rocas kársticas, lutitas y areniscas, todas presentes en formaciones que han tenido toda una historia de plegamientos, fracturas y fallamientos, así como importantes procesos erosivos (Saavedra-Guerrero *et al.*, 2016).

2.2.6 SUELOS

Los suelos son el resultado del clima y organismos vivos sobre el material parental, condicionado a su vez por la topografía y el tiempo. En la CMRU los factores que más influencia en la formación y distribución de los suelos son el relieve y el tipo de material parental, pues la precipitación, los niveles de humedad y las temperaturas no presentan variaciones importantes dentro de la cuenca (Saavedra-Guerrero *et al.*, 2016).

De forma general se puede decir que los suelos predominantes en la cuenca son: a) leptosoles y luviosoles en relieves montañosos y colinados, b) feozems, cambisoles y umbrisoles en colinas, c) vertisoles y gleysoles en zonas de valles y colinas bajas. También se puede observar la presencia de regosoles, acrisoles y fluviosoles, respectivamente y en menor medida que los antes mencionados (Saavedra-Guerrero *et al.*, 2016).

En la CBRU hay importante presencia de sedimentos aluviales en la planicie costera, provenientes de materiales erosionados como arcillas caoliníticas,

montmorilloníticas y arenas calcáreas. Los suelos en esta zona son jóvenes, fértiles y con disponibilidad de humedad durante todo el año; en algunas zonas el exceso de humedad causa características hidromórficas (UACH 1978).

Finalmente se puede mencionar que debido a la vegetación característica de la zona se suele observar presencia de subgrupos húmicos y que en los valles aluviales suelen estar los suelos más jóvenes y menos evolucionados (Saavedra-Guerrero *et al.*, 2016).

3. MÉTODOS Y MATERIALES

3.1 ESTRATEGIA DE MUESTREO

Se realizaron dos muestreos, el primero entre los meses de octubre y noviembre del 2017 pertenecientes a la temporada de lluvias y el segundo entre abril y mayo del 2018 pertenecientes a la temporada de secas. Esto con el fin de poder identificar los efectos de la temporalidad sobre la dinámica del nitrógeno en el agua del cauce principal y en algunos de los principales ríos tributarios de la cuenca del río Usumacinta. En ambas temporadas se recabaron muestras de 16 sitios diferentes (Tabla 1).

Algunos de los sitios de muestreo, por ejemplo, el M1, M2 y M3, se ubicaron de forma que el primero (M1) se encontrara en el cauce principal antes de la confluencia con el río tributario, el segundo (M2) se encontrara en el río tributario y el tercero (M3) de nuevo en el cauce principal, pero esta vez después de la confluencia de M1 y M2. Esta configuración se ideó con el fin de poder identificar la influencia de los ríos tributarios en la química del agua del río principal y en lo siguiente, se referirá a dicha configuración como “confluencia”.

El sitio llamado Laguna Cometa se localiza en el canal principal de ésta para obtener una medida de flujo y así poder generar medidas comparables con los demás sitios. Se tomó en cuenta la Laguna Cometa dado que se considera una zona poco impactada de forma directa por alteraciones antropogénicas.

Los sitios de muestreo se distribuyeron a lo largo del cauce principal de la cuenca del río Usumacinta y en las confluencias con sus principales tributarios dentro de la región perteneciente al territorio mexicano, que a su vez corresponde en su mayoría a la cuenca media y baja al subdividir la cuenca en sus tres zonas funcionales (March-Mifsut y Castro, 2010) (Fig. 3).

Tabla 1. Lista de sitios de muestreo. Se presentan en un mismo color los sitios que tienen relación entre sí de tipo confluencia.

Sitio	Clave	Coordenadas UTM		
		Altitud (msnm)	Latitud	Longitud
Lacantún	M1	173	1800790	727433
Tzendales	M2	174	1803793	726631
Lacantún-Tzendales mezcla	M3	173	1804437	727316
Chixoy	M4	116	1823051	761812
La Pasión	M5	119	1823953	762775
Chixoy-La Pasión mezcla	M6	111	1823414	760335
Boca de Cerro	M7	10	1926693	660039
San Pedro	B1	31	1964679	667707
Balancán	B2	31	1963988	666942
San Pedro-Balancán mezcla	B3	31	1964602	665786
Pino Suarez	B4	6	2023798	583080
TB Usumacinta	B5	5	2028076	548738
TB Grijalva	B6	5	2031951	535729
Usumacinta-Grijalva mezcla	B7	6	2035408	537013
Laguna Cometa	B8	7	2042671	557956
San Pedro - San Pablo	B9	3	2056374	557978

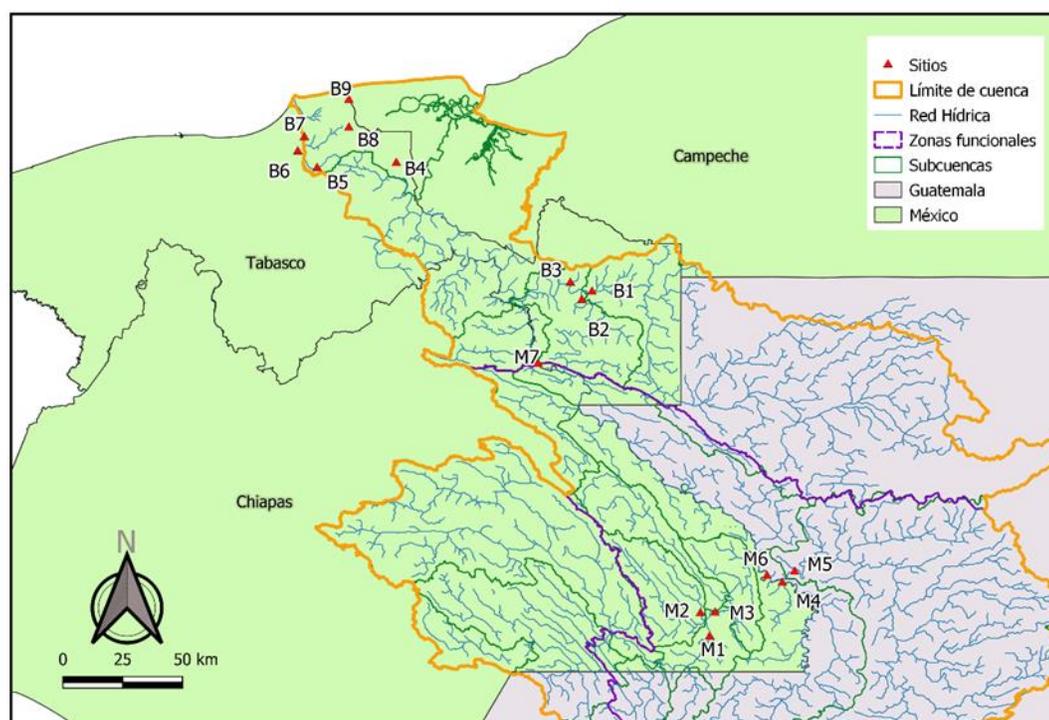


Figura 3. Distribución de los sitios de muestreo a lo largo de la parte mexicana de la Cuenca del río Usumacinta.

3.2 MUESTREO

En cada sitio de muestreo se midió el ancho, la batimetría y la velocidad de la corriente, esto con ayuda de un GPS (por siglas en inglés) marca Garmin modelo 62s, una ecosonda marca Garmin modelo 6600-M y un correntímetro marca Swoffer modelo 3000, respectivamente. Dependiendo del ancho total del cauce, se dividió éste en tres secciones iguales (izquierda, centro y derecha) y se recolectaron muestras de agua en cada una de ellas. En caso de que el cauce fuera relativamente angosto (menor a 100 metros) se tomó muestra de agua sólo al centro de éste. La velocidad de la corriente se tomó a una profundidad de 1.5 a 3 m de profundidad, dependiendo de la profundidad total del cauce, buscando que la medida fuera aproximadamente a un tercio de la profundidad total de superficie a fondo, pues es en esta profundidad en la que se encuentra la mayor velocidad de la corriente, y esta no es intervenida por el viento (Sukhodolov *et al.*, 2009). La medición se realizó en cada una de las secciones si fuese el caso. El ancho total y la batimetría se midieron a lo largo de un transecto que iba de margen a margen del cauce y buscando que este fuera lo más perpendicular posible a la línea de costa.

La colecta de agua por sección se realizó con ayuda de una botella horizontal (marca Wildco) a un tercio de la profundidad total de superficie a fondo en cada punto, al ser esta profundidad la de mayor velocidad y representatividad de la columna de la corriente, pues se aleja de ser interferida por fricción del lecho o factores atmosféricos (Sukhodolov *et al.*, 2009). En secciones con profundidades relativamente grandes se colectó agua a dos profundidades diferentes, buscando que la segunda se realizara lo más cerca del fondo.

En cada sección de muestreo se tomaron medidas de las principales variables limnológicas, tales como: temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad eléctrica, turbidez y clorofila, con una sonda multiparamétrica de la marca Hydrolab ® modelo DS5X, esto de forma continua a lo largo de toda la columna de agua, en una resolución de un dato por segundo.

3.2.1 TOMA DE MUESTRA

- a) Con ayuda de la botella horizontal se colectó agua en cada una de las secciones de muestreo por sitio tomando en cuenta los criterios antes mencionados. Posteriormente, con ayuda de jeringas de 60 ml, se capturaron alícuotas de aproximadamente 30 ml de agua en botellas de polietileno, con las siguientes especificidades según el análisis a realizar: Sin filtrar para determinar nitrógeno total (NT).
- b) Para la determinación de nitrógeno total disuelto (NTD se filtraron aproximadamente 30 ml de agua a través de un filtro de fibra de vidrio de la marca Whatman tipo GF/F para eliminar el nitrógeno particulado.
- c) Para nitrógeno particulado se usó el mencionado filtro GF/F pasando a través de él un total de 60 ml de agua, y se conservó en una botella.

- d) Para obtener la muestra de nitrógeno inorgánico disuelto (amonio, nitrito y nitratos) se usaron filtros de la marca Millipore™ tipo HA con poros de 0.22µm. Se fijó cada muestra de agua (30 ml aprox.) con dos gotas de cloroformo.

Todas las muestras se colectaron por duplicado y se colocaron en congelación y oscuridad para su posterior análisis en laboratorio.

3.3 CUANTIFICACIÓN ANALÍTICA DE NUTRIENTES

La cuantificación de nitrógeno se realizó con ayuda de un auto-analizador de flujo segmentado de la marca Skalar modelo San Plus el cual cuenta con canales que permiten determinar de forma simultánea NO_3^- y NH_4^+ . Dicha cuantificación se realiza mediante un espectrofotómetro integrado en cada uno de los canales del auto-analizador Skalar, el cual toma medidas de absorbancia de las cuales se pueden calcular las concentraciones de acuerdo a la ley de Lambert-Beer. Para cada uno de los análisis se siguieron las modificaciones sugeridas por Kirkwood (1994).

3.3.1 DETERMINACIÓN DE NITRÓGENO TOTAL (NT)

Para la determinación de NT y siguiendo el método de Koroleff (1977) las muestras de agua sin filtrar fueron oxidadas para así llevar a NO_3^- todas las especies de nitrógeno presentes. Esta oxidación se realiza con base en Valderrama (1981) al colocar 3 ml de solución oxidante (ácido bórico, hidróxido de sodio y peroxodisulfato de potasio) por cada 10 ml de muestra, en una autoclave a 120 °C durante 30 min.

3.3.2 DETERMINACIÓN DE NO_3^- y NH_4^+

Para poder determinar el nitrato de la muestra es necesario reducir todos los nitratos a nitritos y posteriormente cuantificar los nitritos de la muestra para así obtener el valor de nitratos por diferencia como propone Hydes y Hill (1984). Esta reducción se lleva a cabo al pasar la muestra por una columna de cadmio previamente amalgamado en una disolución de CuSO_4 .

Para la cuantificación de los nitritos, éstos se hacen reaccionar con sulfanilamida y por tanto se genera una sal de diazonio. Después, ésta sal se lleva a condiciones ácidas, donde por medio de una reacción de adición con una amina aromática (N-(1-Naftil) etilendiamina) se da como resultado un azoderivado de color púrpura, que es el compuesto que finalmente se mide en el espectrofotómetro del auto-analizador Skalar. Dicho compuesto tiene su pico de absorción a los 540 nm, y un valor de absortividad molar de $46,000 \text{ mol}^{-1} \text{ L}^{-1}$.

Por último, el amonio se determinó según la técnica descrita por Solórzano (1969), la cual consiste en hacer reaccionar los iones amonio con hipoclorito de sodio alcalino, que dan como resultado monocloramina, misma que se hace reaccionar con fenol, dando como resultado nitroprusiato de sodio. El compuesto que el espectrofotómetro analiza es el indofenol azul resultante, el cual tiene un máximo de absorción a los 630 nm, y un valor de absortividad molar de $20,000 \text{ cm}^{-1} \text{ L}^{-1}$.

La fracción de nitrógeno orgánico disuelto (NOD) se calculó como la diferencia de concentraciones entre el nitrógeno disuelto total y el nitrógeno inorgánico disuelto (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+). El nitrógeno orgánico particulado (NOP) se determinó de acuerdo a Pujo-Pay y Raimbault (1994).

3.4. DETERMINACIÓN DE CARGAS

Con base en Olvera-Viascán *et al.* (1998) se determinó el caudal mediante la siguiente fórmula:

$$Q = A \times v$$

Donde, A [m^2] es el área que se forma entre el ancho de la sección transversal del cauce y la batimetría promedio de ésta, v [m s^{-1}] es la velocidad de la corriente a un tercio de la profundidad total en cada punto y Q [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$] es el caudal total, resultado de la suma de los tres caudales calculados, de ser así el caso.

Posteriormente, se hizo la determinación de cargas medias diarias (CMD) según la siguiente fórmula:

$$CMD = \frac{C \times Q \times m \times 3600 \times 24}{1 \times 10^9}$$

Donde, C [$\mu\text{mol L}^{-1}$] es la concentración promedio del nutriente (NT, NO_3^- , NH_4^+) obtenida en cada sitio de muestreo, Q [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$] es el caudal total del sitio y m [g mol^{-1}] es el peso molecular del compuesto de interés.

3.5 PROCESAMIENTO DE INFORMACIÓN

Todos los resultados obtenidos se procesaron con el programa Microsoft Excel versión 2013 y se graficaron con ayuda del programa MATLAB versión 2019.

4. RESULTADOS

4.1 VARIABLES LIMNOLÓGICAS

4.1.1 TEMPERATURA

Se observaron mayores temperaturas en la temporada de secas respecto a la temporada de lluvias en todos los casos. En temporada de lluvias la mayor temperatura correspondió al sitio B6 con 27.9 ± 0.03 °C y la mínima al M1 con 22.2 ± 0.01 °C (Fig. 4), el promedio general fue de 25.6 °C. En lo que respecta a la temporada de estiaje se observó la mayor temperatura en el sitio M5 con 29.8 ± 0.03 °C y la menor igualmente en el M1 con 26.9 ± 0.06 °C. En la temporada de estiaje el promedio general fue aproximadamente tres grados mayor (28.3 °C) que en la temporada de lluvias (Fig. 4).

En temporada de lluvias fue más notorio el aumento de temperatura aguas abajo que en temporada de secas, cuando las temperaturas se ubicaron todas por arriba de los 26 °C. Las mayores desviaciones estándar en los valores muestreados se dieron en la temporada de secas en los sitios B6 (28.3 ± 0.88 °C), B7 (28.1 ± 0.99 °C) y B9 (28 ± 0.92 °C). En temporada de lluvias las desviaciones estándar fueron menos pronunciadas. Las más importantes fueron las de M6 (25.1 ± 0.2 °C), B3 (25.5 ± 0.24 °C) y B7 (27.4 ± 0.38 °C), todos estos sitios se ubican en el cauce principal de la cuenca.

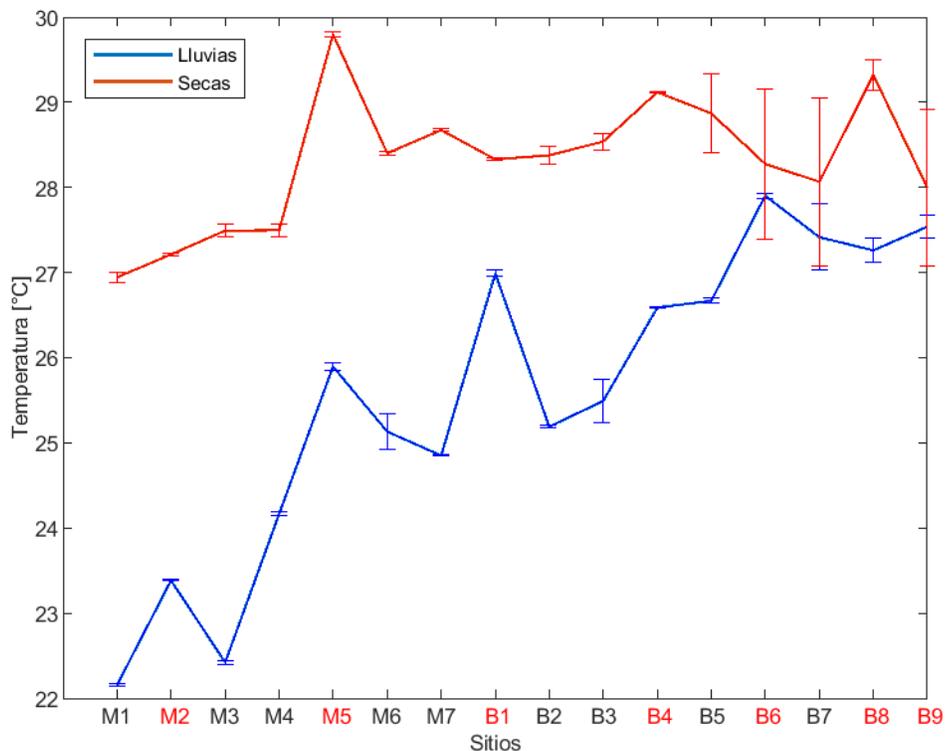


Figura 4. Temperatura promedio observada durante la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio. Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.

4.1.2 OXÍGENO DISUELTO

Durante la temporada de lluvias el mayor valor de oxígeno disuelto (OD) se encontró en el sitio M1 con $8.5 \pm 0.03 \text{ mg L}^{-1}$, el valor mínimo en B8 con $1.2 \pm 0.39 \text{ mg L}^{-1}$ y un promedio general de 4.8 mg L^{-1} (Fig. 5). Por otro lado, en temporada de secas el valor máximo se observó en el M2 con $9.6 \pm 0.04 \text{ mg L}^{-1}$, el mínimo en B8 con $4.5 \pm 1.99 \text{ mg L}^{-1}$ y un promedio general de 7.7 mg L^{-1} . Por tanto, se observó mayor oxigenación en temporada de estiaje, con una diferencia promedio de tres mg L^{-1} . Durante temporada de lluvias, B6 y M5 registraron los menores valores de la temporada, después de B8, con 1.4 ± 0.09 y $1.6 \pm 0.07 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Se observaron las mayores desviaciones estándar en la estación de secas y en cuenca baja a partir del sitio B5 (6.3 ± 3.03 ; 5.8 ± 1.52 ; 5.8 ± 1.64 ; 4.5 ± 2 ; $6.7 \pm 1.23 \text{ mg L}^{-1}$); (para más detalles ver Anexo 8.1, Fig. 4: e), f); Fig. 5: a), c)).

En ambos casos el OD medido, tanto en miligramos por litro como en porcentaje de saturación (Fig. 6), se observó una tendencia de disminución longitudinal (de cuenca media a cuenca baja).

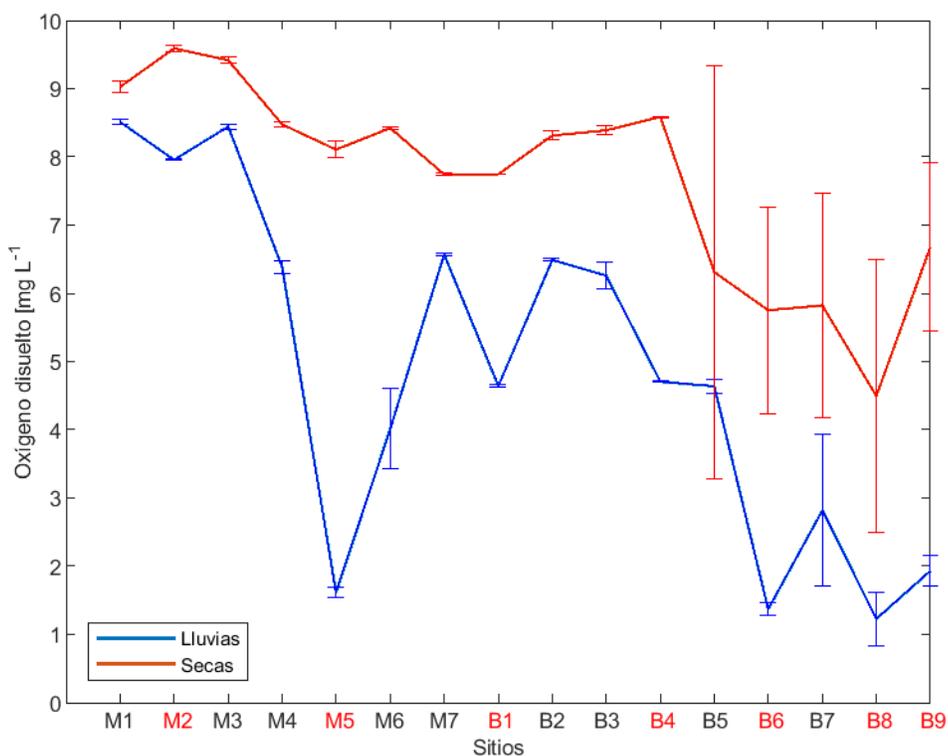


Figura 5. Oxígeno disuelto promedio observado durante la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio. Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.

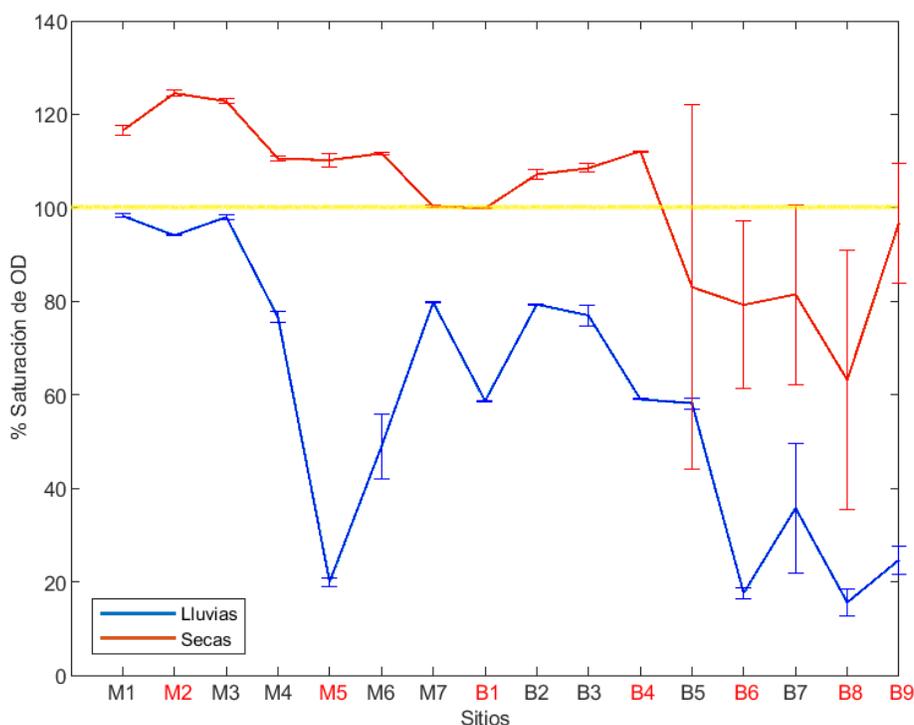


Figura 6. Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto promedio observado durante la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio. En amarillo la línea correspondiente al 100 % de saturación. Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.

4.1.3 pH

En el caso del pH los valores registrados en ambas temporadas se observaron en un intervalo entre los 7.3 y 8.2 (Fig. 7). Durante la temporada de lluvias el valor máximo fue de 8.1 ± 0.02 en M1, el mínimo de 7.3 ± 0.05 en M5, B6 y B8, y el promedio general fue igual a 7.6. En temporada de secas el valor máximo se dio en B4 con 8.2, el mínimo en B8 con 7.5 ± 0.09 y el promedio general fue de 7.9.

Los valores de pH fueron en general más altos en temporada de estiaje que en temporada de lluvias, pero pasó lo contrario en M1, M2 y M3. Durante ambas temporadas fue posible observar una tendencia general de disminución de pH aguas abajo. A su vez, M7 fue el sitio que presentó menos diferencias entre los dos muestreos realizados.

Durante la temporada de estiaje se observaron las mayores desviaciones estándar en los sitios B5, B6, B7, B8 y B9 (7.9 ± 0.21 ; 7.8 ± 0.13 ; 7.8 ± 0.12 ; 7.5 ± 0.9 ;

7.9 ± 0.13 , respectivamente). Mientras que, durante temporada de lluvias éstas se observaron en B7 y B8 (7.5 ± 0.11 y 7.3 ± 0.14 , respectivamente).

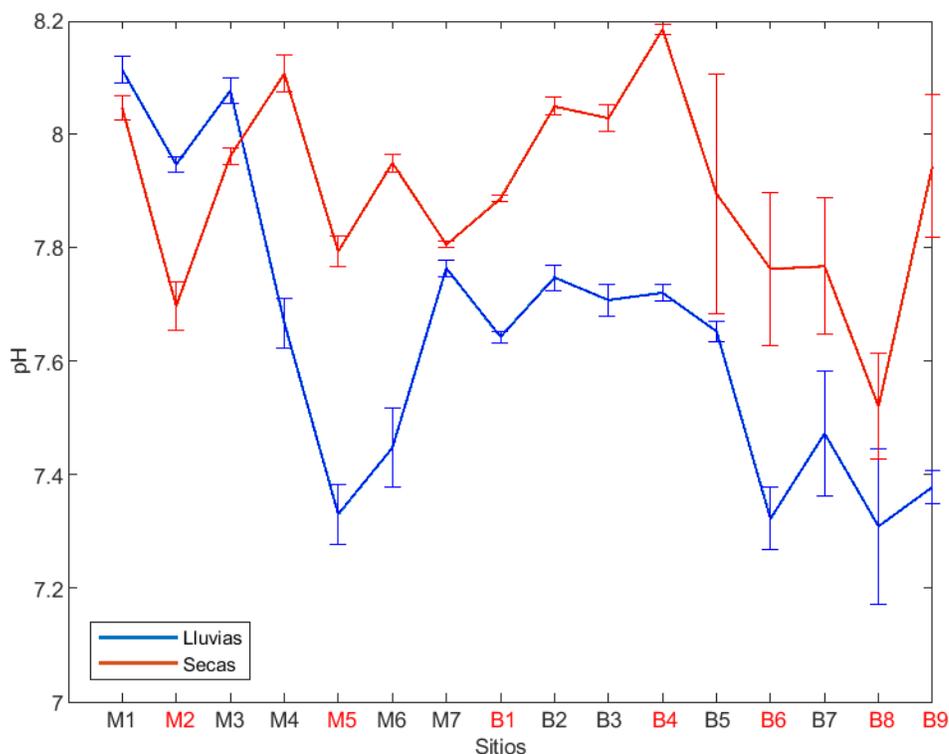


Figura 7. pH promedio observado durante la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio. Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.

4.1.4 CONDUCTIVIDAD ESPECÍFICA

La conductividad específica presentó una marcada diferencia entre cada temporada del año: para la temporada de lluvias el valor máximo muestreado fue de $737.4 \pm 5.46 \mu\text{S cm}^{-1}$ en el sitio B1, mientras que, en la temporada de secas el máximo fue de $37,114 \pm 17,793.5 \mu\text{S cm}^{-1}$ en el B9 (Fig. 8; para más detalles ver Anexo 8.1, Fig. 10: c)). Los valores mínimos fueron $287.9 \pm 2.66 \mu\text{S cm}^{-1}$ durante temporada de lluvias y $502.1 \pm 0.66 \mu\text{S cm}^{-1}$ en temporada de secas, en ambos casos en el sitio M4. Es de resaltar lo que sucedió en los sitios B1 y M2 (ambos ríos tributarios) durante la temporada de lluvias, pues presentaron valores de más del doble con respecto a sus sitios más cercanos.

En general, se observó una mayor conductividad durante la temporada de estiaje. A partir del sitio B5 en cada sitio las diferencias entre lluvias y secas se hicieron de hasta un orden de magnitud. Del sitio M1 al B4 las diferencias entre temporadas fueron generalmente cercanas a los $350 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Fig. 8).

Cabe mencionar que durante la temporada de secas y a partir de B5 la desviación estándar de los datos recabados por sitio fue alta ($11,325.5 \pm 17,612.5$; $23,070.6 \pm 15,814.6$; $28,418.1 \pm 16,826.6$; $23,037.6 \pm 3,647.3$; $37,114 \pm 17,793.5 \mu\text{S cm}^{-1}$,

respectivamente; para más detalles ver Anexo 8.1 Fig. 9: e), f); Fig. 10 a), b), c)). Aunque también lo fue para el caso de M3 ($619.2 \pm 6.3 \mu\text{S cm}^{-1}$), M6 ($664.2 \pm 6.2 \mu\text{S cm}^{-1}$) y B3 ($811.5 \pm 19.9 \mu\text{S cm}^{-1}$). Durante la temporada de lluvias la mayor desviación estándar fue observa en B3 ($398.6 \pm 44.4 \mu\text{S cm}^{-1}$).

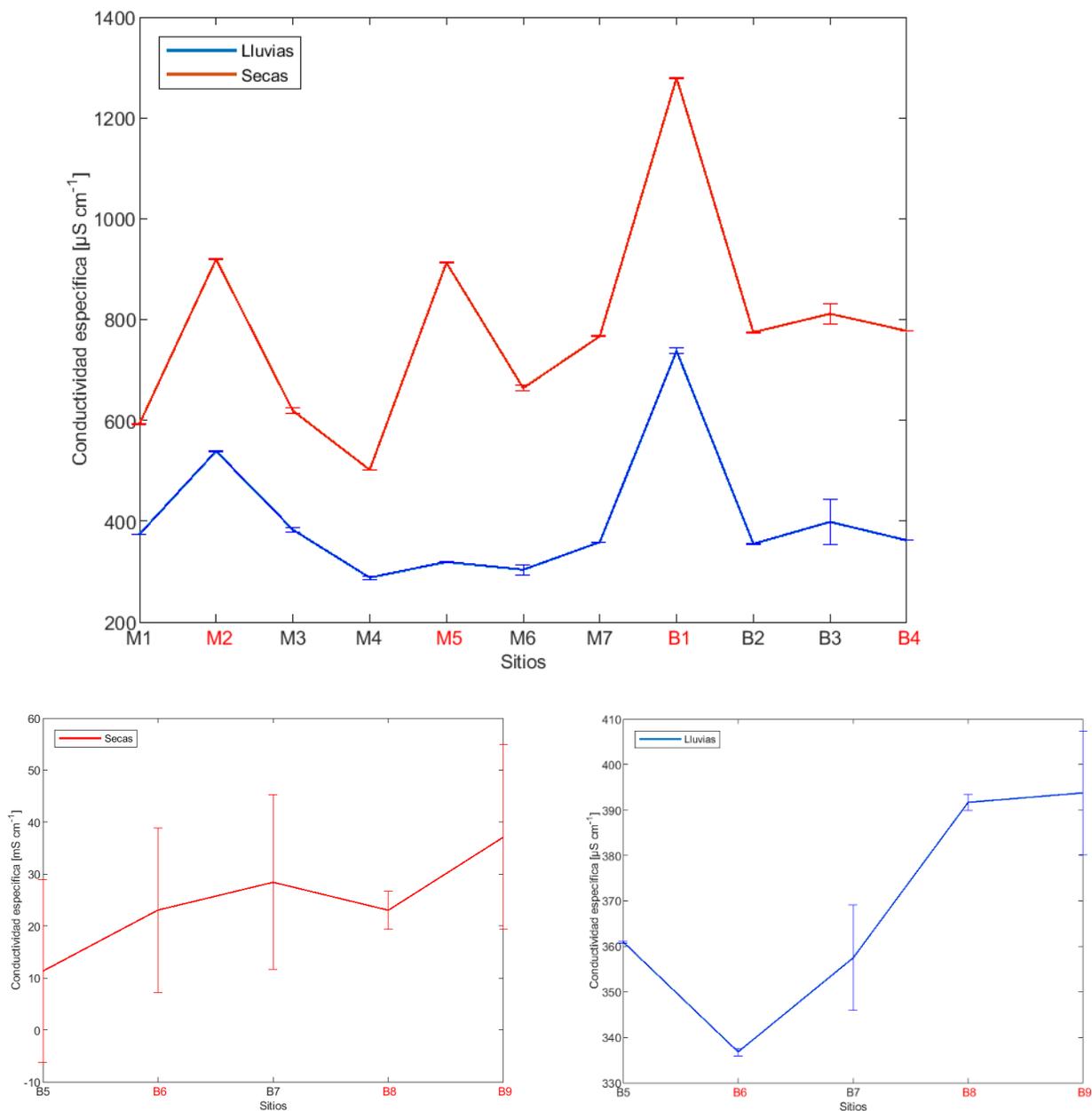


Figura 8. Conductividad específica promedio observada durante la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio. Arriba se observa del sitio M1 al B4, inf. izquierda del B5 al B9 durante la temporada de secas e inf. Derecha del B5 al B9 durante temporada de Lluvias. Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.

4.1.5 TURBIDEZ

Durante la temporada de lluvias el valor de turbidez más alto se dio en M1 (Fig. 9), siendo éste de 100.4 ± 3.96 NTU, el valor más bajo en B8 con 0.6 ± 0.44 NTU y el valor promedio general de esta temporada fue de 44.5 NTU. En el caso de la temporada de estiaje el valor máximo fue de 65.7 ± 3.43 NTU en B9, el mínimo fue de 28.8 ± 0.36 NTU igualmente en B8 y el promedio general fue de 43.9 NTU.

En general, se observó que los valores de turbidez variaron más respecto a su promedio durante la temporada de lluvias que durante la temporada de secas (Fig. 9; para más detalles ver Anexo 8.1 Fig. 11). Por otro lado, durante la temporada de lluvias se observó que los valores del sitio posterior a la confluencia son intermedios entre los encontrados en el cauce principal y en su tributario, o muy similares a la turbidez más alta observada entre estos dos. En la temporada de lluvias, los valores de turbidez de los ríos tributarios M2, M5 y B1 (7.57 ± 0.58 , 5.29 ± 1.22 y 4.59 ± 0.71 NTU, respectivamente) son muy parecidos al del sitio B8.

Para la temporada de secas los valores obtenidos estuvieron cerca del promedio general (43.9 NTU) en la mayoría de los casos, pero se hacen notar los valores de turbidez de M4, M6, B1 y B9. Se observó una amplia desviación estándar en el sitio B9 (65.7 ± 42.9) durante la temporada de estiaje, y en menor medida en el sitio B7 (33.85 ± 7.1). Durante la temporada de lluvias también resaltan las desviaciones estándar de B7 y B9 (53.6 ± 19.4 y 50.6 ± 23.3 , respectivamente) (para más detalles ver Anexo 8.1 Fig. 15: a) y b)).

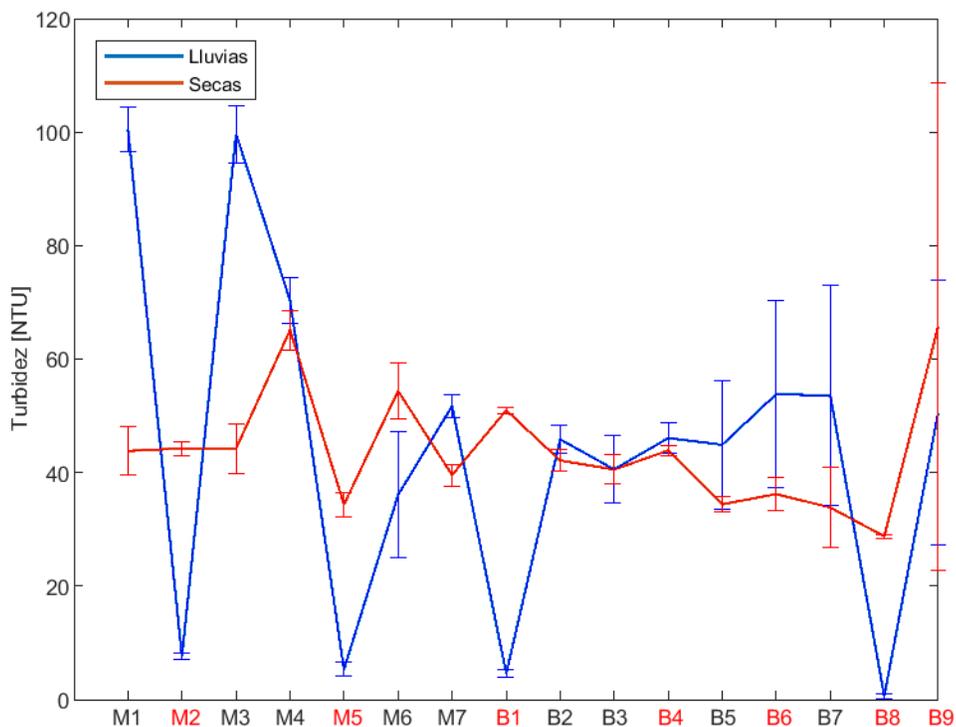


Figura 9. Turbidez promedio observada durante la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio. Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.

4.1.6 CLOROFILA

En el caso de la concentración de clorofila durante la temporada de lluvias se presentó un valor máximo de $5.8 \pm 0.32 \mu\text{g L}^{-1}$ en B1, un mínimo de $1.0 \pm 0.03 \mu\text{g L}^{-1}$ en M1 y M3, y un promedio general de $2.9 \mu\text{g L}^{-1}$ (Fig. 10). Para la temporada de secas el valor máximo se dio en B8 con $10.8 \pm 1.6 \mu\text{g L}^{-1}$, el mínimo en M2 con $0.9 \pm 0.11 \mu\text{g L}^{-1}$ y el promedio general fue de $6.4 \mu\text{g L}^{-1}$. En general, se observaron mayores valores de clorofila durante la temporada de estiaje, con excepción de los sitios M2, M5 y B1.

En ambas temporadas se observó una tendencia de aumento del valor de clorofila al ir aguas abajo (Fig. 10), y en el caso de la temporada de lluvias es de resaltar el valor muestreado en B1, muy diferente a los sitios aledaños a éste.

Respecto a las desviaciones estándar de los datos por sitio en temporada de lluvias las más considerables se dieron en B3, B7, B8 y B9 (2.6 ± 0.51 , 3.8 ± 0.42 , 3.7 ± 0.8 y $4.7 \pm 1.12 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente). En temporada de secas se dieron en B3, B4 y B5 (9.5 ± 3.8 , 10.5 ± 4.2 y $8.9 \pm 3.82 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente; ver Anexo 8.1 Fig. 15 y Fig. 14).

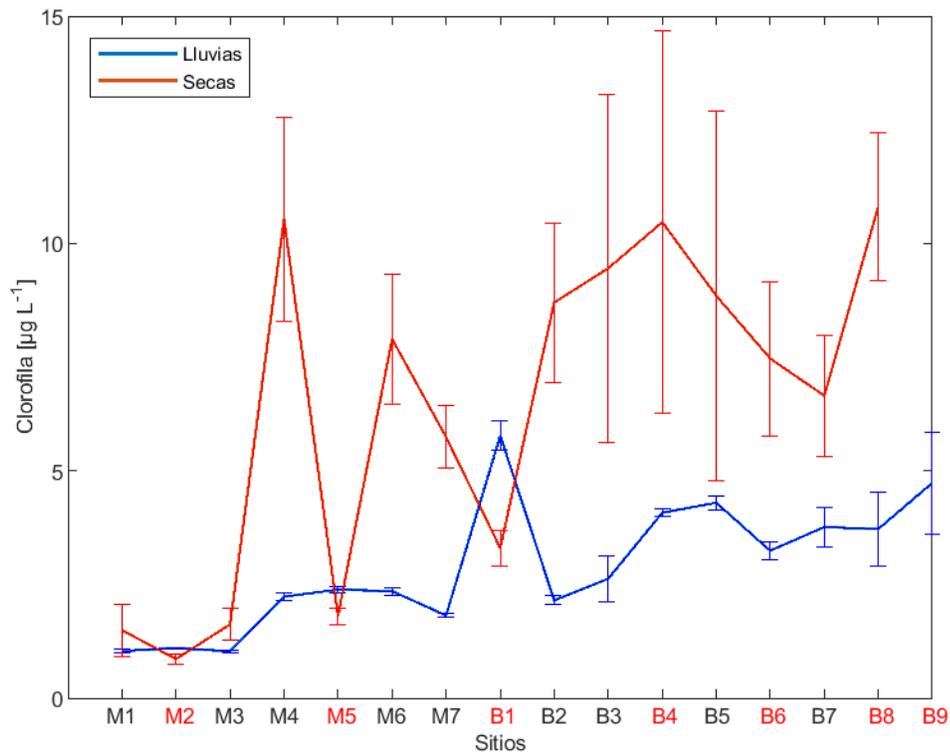


Figura 10. Clorofila promedio observada durante la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio. Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.

4.1.7 CAUDAL

En lo que respecta a los caudales obtenidos (Fig. 11) fue posible observar que durante la temporada de lluvias el mayor caudal se dio en el sitio B7 con $5,498.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, mientras que, el mínimo se dio en B8 con $34.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, el promedio en general de la temporada de lluvias fue de $1,998.8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Durante la temporada de secas se observó el mayor caudal en B3 con $1,031.9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, el mínimo también en B8 con $7.2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y el promedio general de la temporada de secas fue de $398.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

En general, los caudales aumentaron sustancialmente durante la temporada de lluvias respecto a la de estiaje, al ser de 4 a 10 veces mayores. En los sitios M4, M5 y B4 se observan los mayores cambios, pues los caudales durante lluvias estuvieron cercanos a ser diez veces mayores que los correspondientes al estiaje.

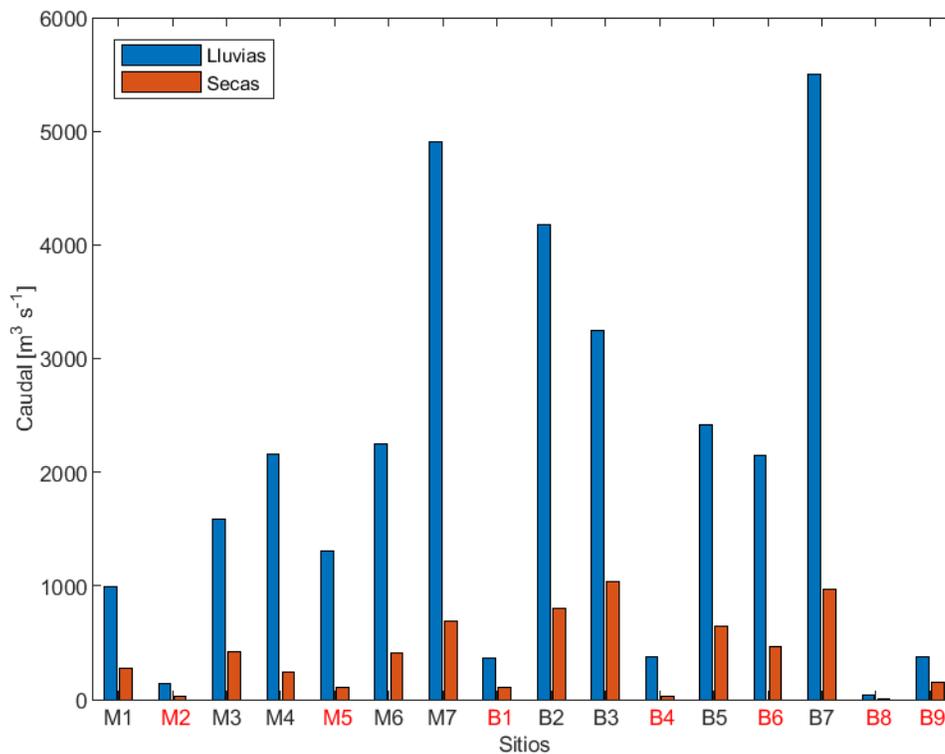


Figura 11. Caudales calculados durante la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) para cada sitio. Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.

4.1.8 PROFUNDIDAD MÁXIMA

Durante la temporada de lluvias el promedio de profundidad máxima registrada en los cauces fue de 10.4 m, mientras que en temporada de secas este promedio fue de 7.3 m (Fig. 12). En general, las profundidades máximas medidas fueron mayores durante la temporada de lluvias, con excepción de los sitios B6 y B7, que presentaron mayores profundidades durante el estiaje.

Los cambios más importantes de una temporada a otra se observaron en los sitios M4, M5, M6 y B1, B2, B3, difiriendo por alrededor de 7 m entre una y otra estación. El sitio de mayor profundidad en ambas temporadas fue el M7 y el de menor el M2, también en ambas temporadas (Fig. 12).

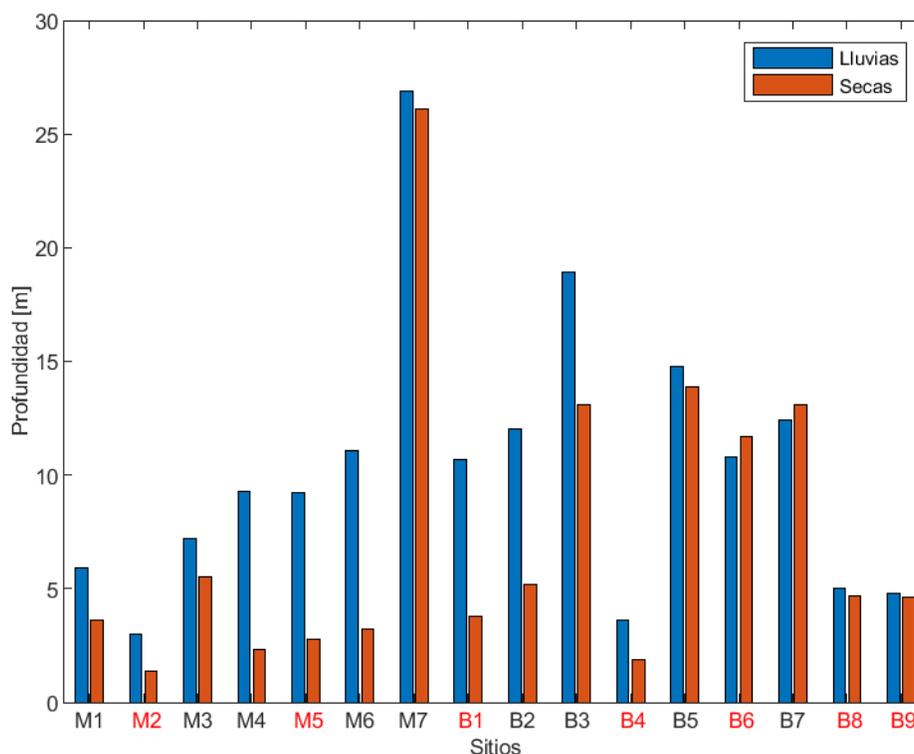


Figura 12. Profundidades máximas muestreadas por sitio durante la temporada de lluvias (2017) y secas (2018). Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.

4.2 CONCENTRACIONES

4.2.1 NITRÓGENO TOTAL

En cuanto a la variación del nitrógeno total (NT) en la cuenca del río Usumacinta, en temporada de lluvias se observó la mayor concentración en el sitio B4 con $107.7 \mu\text{mol L}^{-1}$, el mínimo en M2 con $58.4 \mu\text{mol L}^{-1}$, y se tuvo un promedio general para la temporada de $81.7 \mu\text{mol L}^{-1}$ (Fig. 13). En la temporada de secas, se apreció la mayor concentración de NT en M4 con $82.6 \pm 0.84 \mu\text{mol L}^{-1}$, la menor en B2 con $50.5 \pm 7.93 \mu\text{mol L}^{-1}$, y un promedio general de $64.5 \mu\text{mol L}^{-1}$.

Al comparar concentraciones de NT entre ambas temporadas es posible observar que en general éstas fueron mayores durante la temporada de lluvias con respecto a la temporada de secas, con excepción de los sitios M2, M3 y M6, todos

pertenecientes a la cuenca media. Cabe mencionar que estas diferencias fueron de 1 a 4.2 $\mu\text{mol L}^{-1}$; a su vez, las mayores diferencias entre temporadas se observaron en B4, B1 y B3, los dos últimos sitios son pertenecientes a una misma confluencia; estas diferencias fueron de 51.6, 37.9 y 36.83 $\mu\text{mol L}^{-1}$, respectivamente.

Durante la temporada de lluvias se pudieron observar altas desviaciones estándar en los sitios M1 y M7 (94.7 ± 20.2 y 82.7 ± 18 $\mu\text{mol L}^{-1}$), y en menor medida en B6, B7 y M5 (85.7 ± 14.7 , 69.6 ± 14.8 y 75.7 ± 13.9 $\mu\text{mol L}^{-1}$, respectivamente) (Fig. 13). En algunos sitios no se presentó desviación estándar porque se tomó solo una medida al centro debido al ancho de su cauce (M2, B4, B8), por lo que también se pudo observar en estos casos que los caudales medidos fueron muy bajos (Fig. 10). La menor desviación estándar se presentó en B1 (100.3 ± 3.9 $\mu\text{mol L}^{-1}$) (sólo se tomaron medidas en el centro, pero a diferentes profundidades).

Durante la temporada de estiaje la mayor desviación estándar se encontró en M7 (57.2 ± 24 $\mu\text{mol L}^{-1}$), pero también en M3, B5 y B9 (76.9 ± 14.6 , 52.2 ± 13.5 y 61.7 ± 16.4 $\mu\text{mol L}^{-1}$) se presentaron desviaciones estándar importantes. La mínima desviación estándar se observó en M4 (82.6 ± 0.84 $\mu\text{mol L}^{-1}$).

Con respecto a la variación espacial del NT aguas abajo en temporada de lluvias, aunque no fue posible observar una tendencia general a lo largo de la cuenca, si se pudieron apreciar procesos de mezcla en las confluencias. Es decir, la medida del sitio que se encontraba después de la confluencia presentó una concentración intermedia o más baja que las dos anteriores, siendo este el caso de M1, M2 y M3, B1, B2 y B3, y B5, B6 y B7. En el caso de los sitios que no se encuentran asociados a una confluencia, se pudo observar la menor concentración en el sitio más próximo a la desembocadura en el Golfo de México (B9) con 75 $\mu\text{mol L}^{-1}$ y la mayor concentración en B4 con 107.7 $\mu\text{mol L}^{-1}$.

En cuanto a la variación espacial del NT durante la temporada de estiaje, en general a lo largo de la cuenca se pudo observar mezcla en las confluencias, con excepción de M1, M2 y M3, donde la concentración del punto después de la confluencia presentó mayor concentración que la de los dos sitios anteriores (73.5 ± 11.9 , 62.6 y 76.9 ± 14.5 $\mu\text{mol L}^{-1}$, respectivamente).

Por otra parte, en las concentraciones de otros sitios que no forman parte de alguna confluencia se pudo observar para la temporada de secas la mínima concentración en B4 con 56.1 $\mu\text{mol L}^{-1}$ y la mayor en B9 con 61.7 ± 16.4 $\mu\text{mol L}^{-1}$. También fue posible observar un bloque central con menores concentraciones de NT, entre M7 y B4.

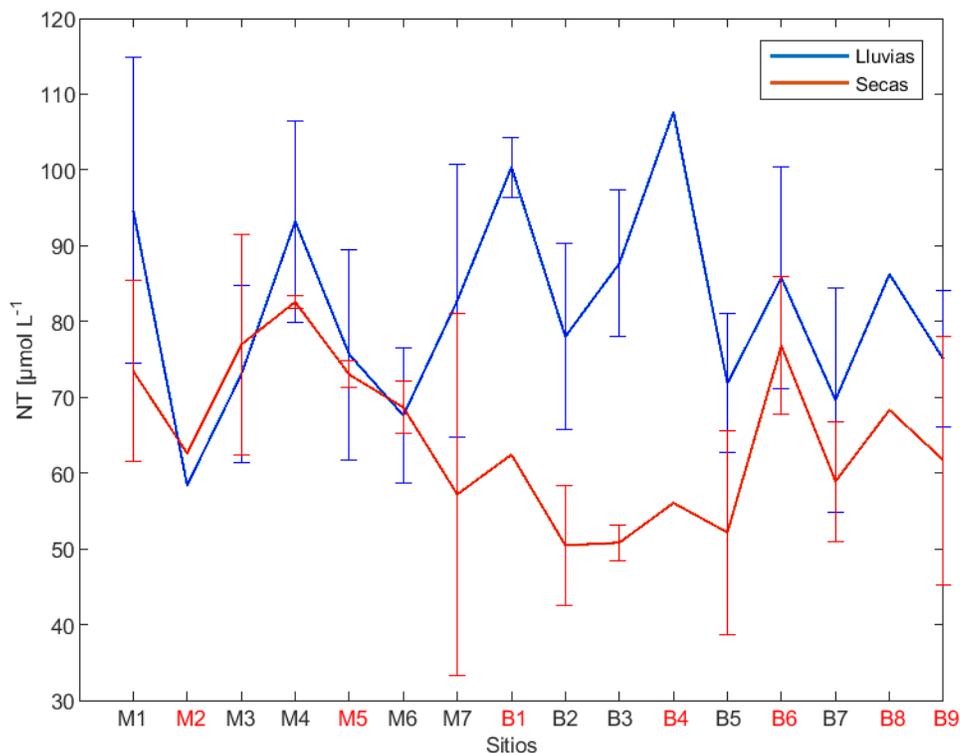


Figura 13. Concentraciones de nitrógeno total [$\mu\text{mol L}^{-1}$] promedio para la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio (eje derecho). Caudales asociados [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$] (eje izquierdo). Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.

4.2.2 FRACCIONES ORGÁNICAS E INORGÁNICAS DE NITRÓGENO

En general, durante ambas temporadas se observó una mayor proporción de la fracción de nitrógeno orgánico disuelto (NOD), seguida por la de nitrógeno particulado (NP) y por último la de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) (Fig. 14). Sólo en los sitios M4, M5, B2 y B3, se pudieron observar concentraciones similares de NOD, NP y NID, durante temporada de estiaje.

También fue posible notar que tanto las concentraciones de NOD como de NP aumentaron durante la temporada de lluvias. En el caso del NID no fue tan claro el aumento en lluvias pues sólo en cinco sitios se observó (M1, M2, M3, B8, B9). También

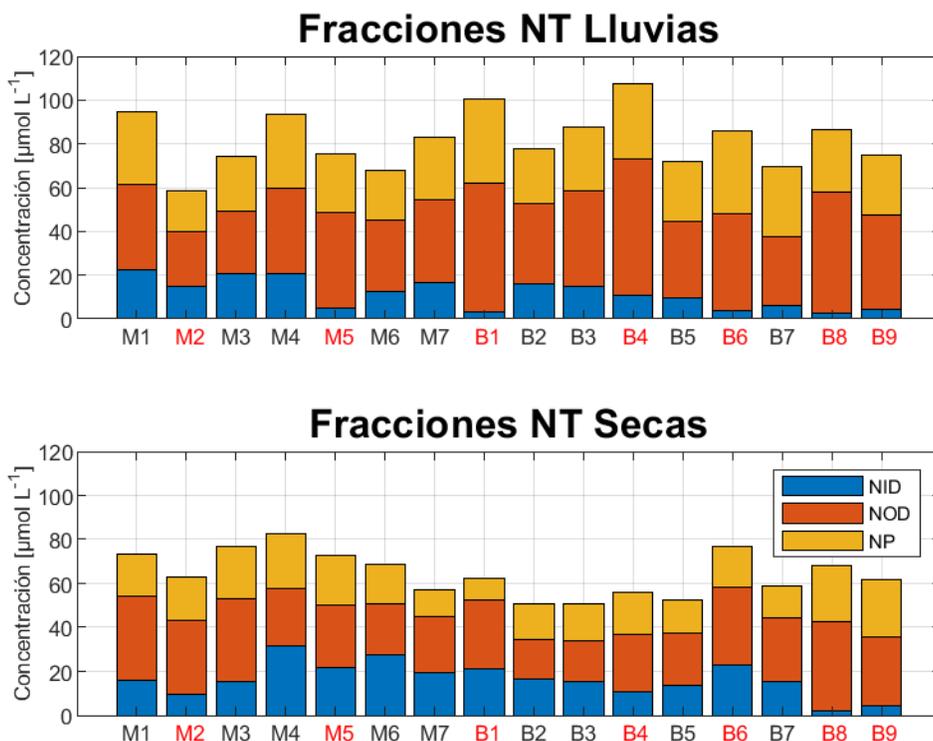


Figura 14. Concentraciones [$\mu\text{mol L}^{-1}$] promedio de nitrógeno total por fracciones (nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno orgánico disuelto (NOD) y nitrógeno particulado (NP)) para la temporada de lluvias (2017) y secas (2018). Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.

se observó mayor presencia de NOD respecto a NP y NID, a lo largo de todos los sitios durante la temporada de lluvias.

4.2.3 AMONIO

Durante la temporada de lluvias se presentó la mayor concentración de amonio (NH_4^+) en el sitio B8 con $2.1 \pm 0.99 \mu\text{mol L}^{-1}$, la menor se registró en M2 con $0.6 \pm 0.03 \mu\text{mol L}^{-1}$ y el promedio de la temporada fue de $1.2 \mu\text{mol L}^{-1}$ (Fig. 15). Para la temporada de secas la concentración máxima de amonio fue de $6 \pm 2.3 \mu\text{mol L}^{-1}$ y se registró en B6. Así mismo, el valor mínimo muestreado se registró en B8 con $0.5 \pm 0.26 \mu\text{mol L}^{-1}$, y el promedio general de la temporada fue de $2 \mu\text{mol L}^{-1}$.

Durante la temporada de secas, en el sitio B5 se presentó una desviación estándar importante de $4.7 \pm 5.36 \mu\text{mol L}^{-1}$. En el caso de la temporada de lluvias la mayor desviación estándar por sitio se registró en B8 ($2.1 \pm 1.0 \mu\text{mol L}^{-1}$), aunque también se pudo observar una alta desviación estándar en B1, B4, B6 y B7 (3.9 ± 1.3 , 1.9 ± 0.93 , 2.1 ± 0.68 y $1.8 \pm 0.74 \mu\text{mol L}^{-1}$, respectivamente). Las concentraciones de amonio presentaron valores más altos durante el estiaje con excepción de B8.

Durante la temporada de lluvias se presentó una tendencia al aumento de concentración de amonio al ir aguas abajo a lo largo de la CRU. Es posible apreciar que los sitios que anteceden al sitio B1 (cuenca media) se encontraron por debajo del

promedio general de la temporada, mientras que, los sitios posteriores (incluyendo éste) presentaron valores por arriba del promedio, con excepción de B2 y B5. En lo que respecta a las confluencias, en todos los casos se observó mezcla con respecto al cauce principal.

En cuanto a la variación espacial durante el estiaje, destacaron las altas concentraciones presentes en la confluencia conformada por los sitios B5, B6 y B7, pues estuvieron todas por encima del promedio general y casi por el doble de éste. Todos los demás sitios presentaron concentraciones por debajo del promedio general. Se descartó la medición del sitio B1 al presentar este un importante error (posible error durante la toma de muestra).

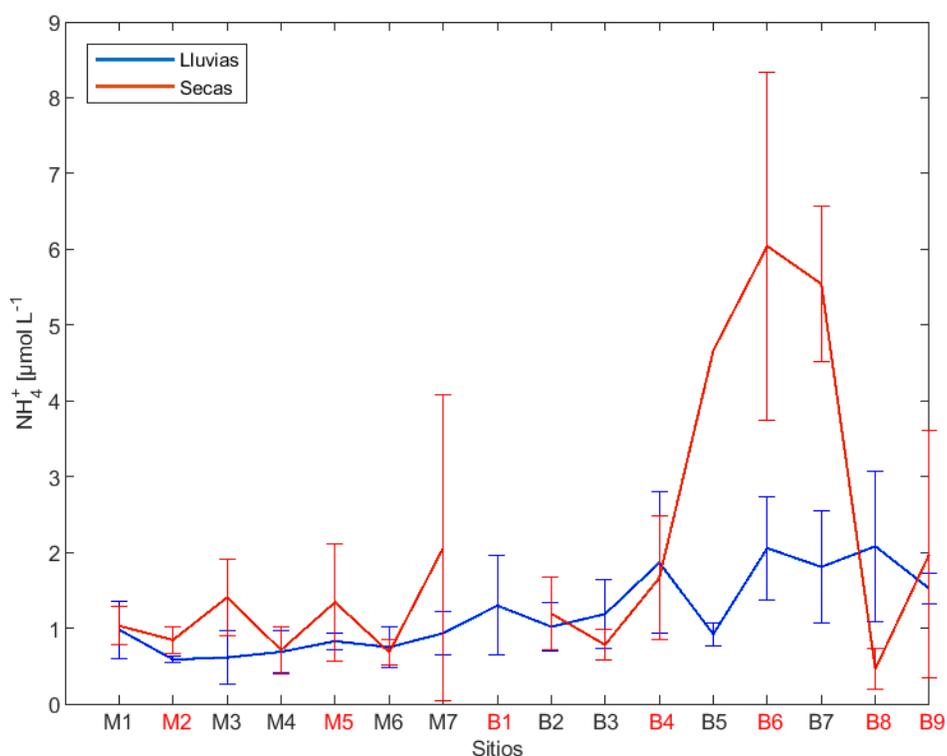


Figura 15. Concentraciones de amonio [$\mu\text{mol L}^{-1}$] promedio para la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio (eje derecho). Caudales asociados [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$] (eje izquierdo). Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.

4.2.4 NITRATO

Durante la temporada de lluvias fue posible observar la mayor concentración de nitrato en el sitio M1 con $21.2 \pm 0.95 \mu\text{mol L}^{-1}$, la mínima en B8 con $0.2 \pm 0.15 \mu\text{mol L}^{-1}$ y un promedio general de $10.2 \mu\text{mol L}^{-1}$ (Fig. 16). En este caso la mayor desviación estándar perteneció al sitio B7 con un valor de $4.1 \pm 2.6 \mu\text{mol L}^{-1}$; por lo general en los otros sitios muestreados no se observaron desviaciones estándar altas. Durante la temporada de estiaje se obtuvo la mayor concentración de nitrato en el sitio M4 con $30.6 \pm 0.48 \mu\text{mol L}^{-1}$, la mínima en B8 con $1.14 \pm 0.76 \mu\text{mol L}^{-1}$ y el promedio general de la estación fue de

13.4 $\mu\text{mol L}^{-1}$. Fue evidente la alta desviación estándar que se dio en M5 ($20.2 \pm 7.8 \mu\text{mol L}^{-1}$) y la presente en B6 ($15.5 \pm 5.7 \mu\text{mol L}^{-1}$). Al comparar las concentraciones de nitrato durante lluvias y secas se pudo ver que éstas fueron mayores durante la temporada de estiaje, con excepción de M1, M2 y M3.

Durante ambas temporadas se observó la tendencia a la disminución de nitrato en dirección a la desembocadura de la CRU. Además, se observa que después de la confluencia las concentraciones de nitrato son intermedias a las de los dos sitios anteriores, es decir, en todas las confluencias se dan procesos de mezcla.

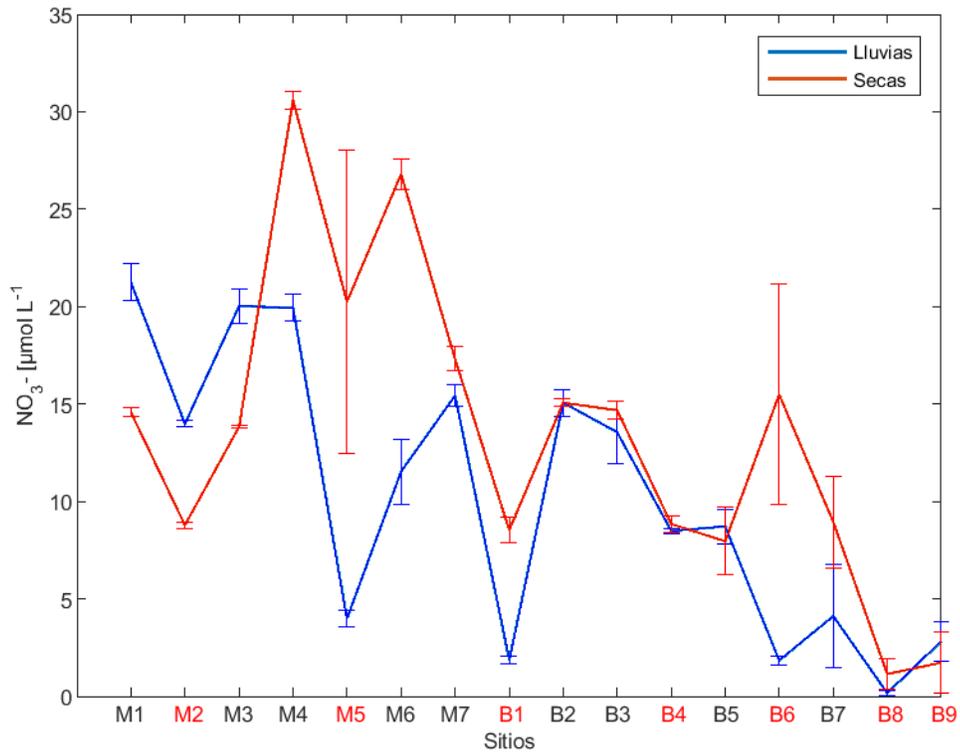


Figura 16. Concentraciones de nitrato [$\mu\text{mol L}^{-1}$] promedio para la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) y desviación estándar presente en cada sitio (eje derecho). Caudales asociados [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$] (eje izquierdo). Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.

4.3 CARGAS

4.3.1 NITRÓGENO TOTAL

Al calcular las cargas de NT a lo largo de la CRU se observó que durante la temporada de lluvias la mayor carga se dio en el sitio M7 con 491.4 t d^{-1} (Fig. 17), a su vez en este mismo sitio se midió el segundo mayor caudal de la cuenca (Fig. 11). La menor carga se presentó en B8 con 4.6 t d^{-1} , también con el menor caudal registrado; en general, el promedio fue de 191.7 t d^{-1} . En lo que respecta a la temporada de estiaje, la mayor carga de NT se presentó en B7 con 69.1 t d^{-1} , la menor en B8 con 0.6 t d^{-1} y el promedio general fue de 29.3 t d^{-1} .

Fue posible observar que la variabilidad del caudal dominó sobre la de las concentraciones. En otras palabras, al ser la carga resultado del producto de estas dos variables, se observó que a mayor caudal, mayor carga calculada. Las mayores disparidades entre estas dos medidas (caudal y carga) se observaron en los sitios M3, M4, M7 y B3. Al observar por confluencia durante la temporada de lluvias se identificó que en algunos casos la carga resultante en la confluencia presentó valores intermedios entre los dos aportes previos, es decir, una mezcla conservativa entre ambos en su confluencia, tal es el caso de dos confluencias M4, M5 y M6, y B1, B2 y B3. Mientras que, en otros casos la carga de NT resultante de la confluencia fue mayor, como en el caso de la confluencia compuesta por M1, M2 y M3 y a la compuesta por B5, B6 y B7. En los dos casos anteriores, los volúmenes del caudal posterior a la confluencia fueron también mayores, por lo que esta alza en la carga puede ser resultado de ese aumento de caudal.

También, cabe destacar la gran diferencia que se presentó entre M6 y M7, en temporada de lluvias, pues este último tuvo 300 t d^{-1} de NT más que M6, aún situándose ambos en el cauce principal.

Durante la temporada de secas todas las confluencias presentaron acumulaciones, es decir, las cargas medidas después del encuentro del río principal y el tributario fueron mayores que las dos anteriores. También en todos los casos los caudales posteriores a la confluencia fueron mayores que los dos anteriores. Es decir, se observó que las cargas se apegaron a la medida de caudal obtenida, a mayor caudal, mayor carga.

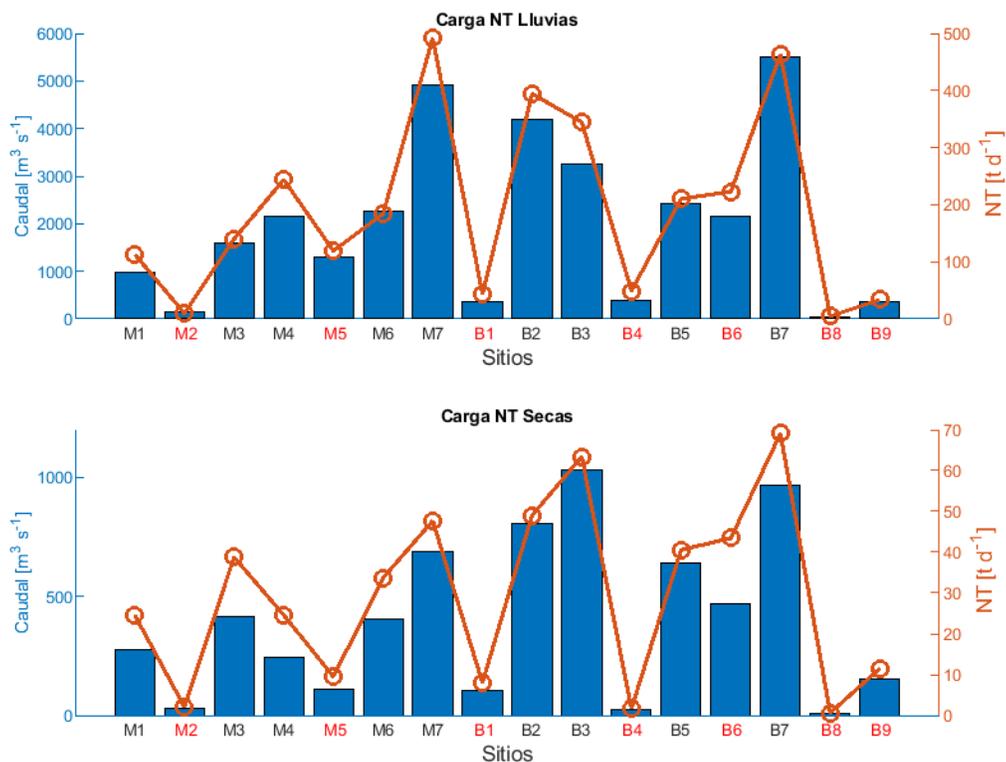


Figura 17. Cargas de nitrógeno total [t d⁻¹] calculadas para la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) (eje derecho). Caudales asociados [m³ s⁻¹] (eje izquierdo). Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.

4.3.2 AMONIO

Durante la temporada de lluvias la carga más elevada de amonio se registró en el sitio B7 con 12 t d⁻¹, la mínima se presentó en M2 con 0.09 t d⁻¹ y el promedio general fue igual a 2.8 t d⁻¹ (Fig. 18). En este caso se observó acumulación en todas las confluencias muestradas, siendo mayor la carga en el sitio de confluencia, con excepción del conjunto B1, B2 y B3, donde se dio más una mezcla conservativa.

Durante el estiaje la carga de amonio más alta se presentó también en B7 con 6.5 t d⁻¹, la más baja se dio en B8 con 0.003 t d⁻¹ y el promedio general de la estación de estiaje fue igual a 1.4 t d⁻¹ (Fig. 18). De igual manera, se observó acumulación en todas las confluencias, excepto en el conjunto B1, B2 y B3. Por otro lado, fue posible apreciar que el conjunto B5, B6 y B7 contó con las mayores cargas muestradas a lo largo de la cuenca, siendo éstas aproximadamente tres veces mayores a todas las anteriores.

En general, fueron claramente mayores las cargas en la temporada de lluvias, siendo éstas hasta tres veces mayores a las correspondientes a la temporada de estiaje en algunos sitios.

Finalmente, es importante notar la diferencia de cargas que se dan entre los sitios B5 y B6. Se observa que, durante lluvias, la carga de B5 es menor a la de B6 aun

siendo sus caudales comparables, mientras que, en temporada de secas el caudal de B5 crece respecto al del sitio B6, reduciéndose la diferencia de cargas entre estos dos sitios.

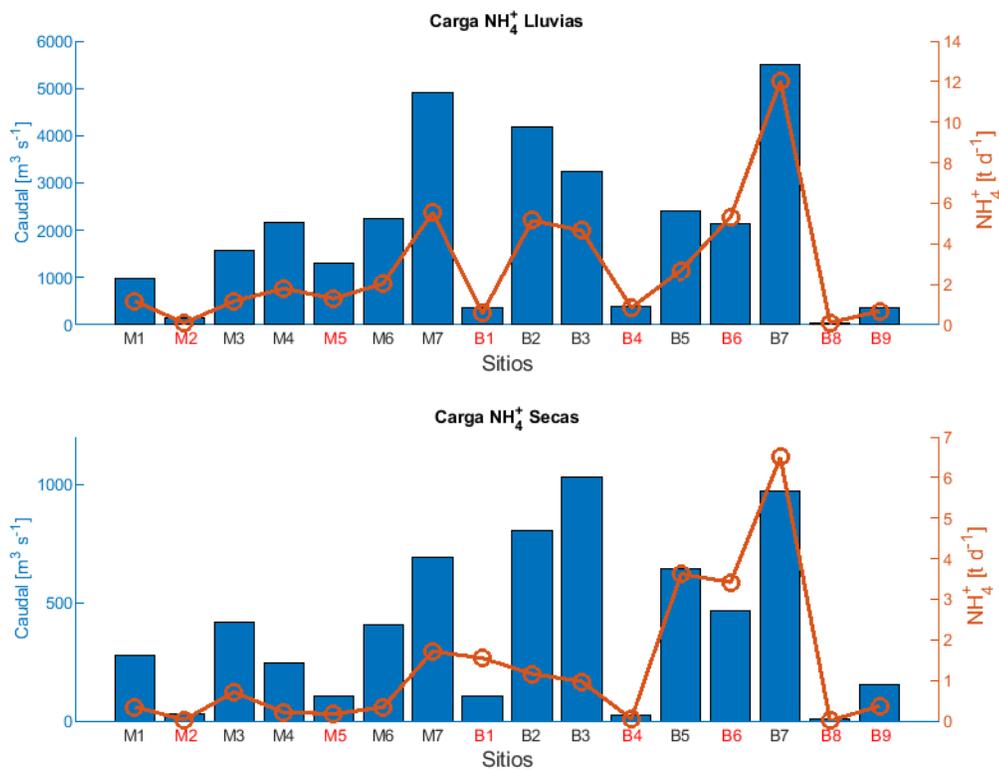


Figura 18. Cargas de amonio [$t d^{-1}$] calculadas para la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) (eje derecho). Caudales asociados [$m^3 s^{-1}$] (eje izquierdo). Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.

4.3.3 NITRATO

Durante la temporada de lluvias la carga más alta de nitrato se dio en el sitio M7 con $91.7 t d^{-1}$, la más baja se dio en B8 con $0.008 t d^{-1}$ y el promedio general fue de $27.5 t d^{-1}$ (Fig. 19). Además, se observó ligeramente acumulación en las confluencias M1, M2 y M3 y B5, B6 y B7, mientras que, en M4, M5 y M6 y B1, B2 y B3 se observó mezcla conservativa. En esta temporada, las cargas no suelen mantener un patrón proporcional al caudal registrado; es decir, no necesariamente a mayor caudal mayor carga. Por ejemplo, B5, B6 y B7 cuentan con elevados caudales, pero con cargas menores (Fig. 19).

En lo que respecta a la temporada de secas, se observó la mayor carga de nitrato en B3 con $18.3 t d^{-1}$, la menor en B8 con $0.009 t d^{-1}$ y un promedio general de $7 t d^{-1}$, aproximadamente cuatro veces menos que durante la temporada de lluvias. Además, en temporada de estiaje en todas las confluencias se presentó acumulación. Por otro lado, fue apreciable la disparidad entre la medida de caudal y carga que se da en los sitios M6, B7 y B9.

Al comparar las cargas de nitrato entre las dos temporadas muestreadas se observó que éstas son mayores durante la temporada de lluvias en la mayoría de los casos, con excepción de B1, B6 y B8.

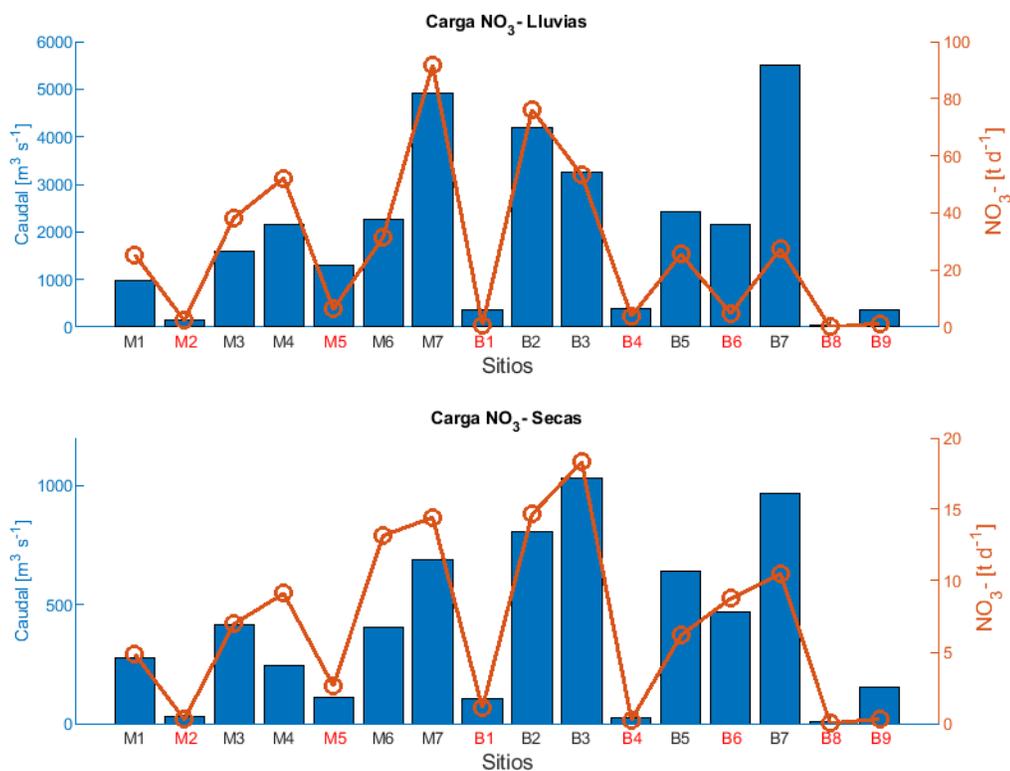


Figura 19. Cargas de nitrato [t d⁻¹] calculadas para la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) (eje derecho). Caudales asociados [m³ s⁻¹] (eje izquierdo). Se marcan en rojo los sitios pertenecientes a ríos tributarios.

5. DISCUSIÓN

VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS

Temperatura

En lo que respecta a las temperaturas medidas a lo largo de la cuenca de río Usumacinta, fueron claras las diferencias registradas entre una temporada y otra, y consistentes con las variaciones de temperatura típicas de la región (tanto temporal como altitudinal), las cuales presentan variaciones de entre 5 y 6 °C entre las temperaturas más frías del año y los promedios anuales (Saavedra, 2013). Fue posible notar variaciones a lo largo de la cuenca de 5 y 3 °C para la temporada de lluvias y estiaje, respectivamente. La mayor variación longitudinal de cuenca media a cuenca baja en la temporada de lluvias se puede deber a la marcada influencia de dicha temporada en el clima de la cuenca media, lo que hace que las temperaturas promedio de los sitios con mayor altitud desciendan por la presencia de mayor nubosidad en la zona. Consecuentemente, existe una menor cantidad de radiación incidente en superficie, y esto se observa los sitios M1, M2 y M3. Al contrario de lo que sucede en la CBRU, donde las temperaturas a lo largo del año son más constantes.

Por otro lado, la temperatura del sitio M5 aumenta considerablemente durante secas, siendo incluso la más alta muestreada durante la temporada. Esto es congruente con la importante reducción que se da en su caudal y sobre todo con la profundidad máxima de su cauce, la cual pasa de ser de 9 metros de profundidad en lluvias a 3 metros en secas. Esto hace que haya una mayor porción de la columna de agua en interacción directa con la radiación incidente en la zona, y por lo tanto, las temperaturas de toda la corriente aumenten, hecho que se refleja en la baja desviación estándar que el sitio presenta.

Durante la temporada de lluvias las mayores desviaciones estándar se dieron siempre en sitios ubicados dentro del cauce principal de la cuenca, mismos que presentan diferencias sustanciales en el tamaño de sus caudales entre una temporada y otra, estos fueron los sitios M6 (25.1 ± 0.2 °C), B3 (25.5 ± 0.25 °C) y B7 (27.4 ± 0.4 °C). En dichos sitios, los cambios en la morfometría de los canales son variados: en el M6, la profundidad se triplica durante lluvias, típico de canales restringidos, mientras que, en el B7 el cambio más abrupto se da a lo ancho del canal, característico de los ríos de llanuras de inundación (Bukaveckas, 2009). En el sitio B3 la profundidad durante la temporada de estiaje se reduce 5 m. Así, al aumentar tanto su profundidad como su ancho, es posible que se creen capas con temperaturas mayores en la superficie de la corriente, más aún si el flujo que se presenta es laminar (Boegman, 2009).

Durante secas las mayores variaciones de temperatura de superficie a fondo se presentaron en B6 (28.3 ± 0.9 °C), B7 (28.0 ± 1.0 °C) y B9 (28 ± 0.9 °C), todos pertenecientes a la cuenca baja. Dichas diferencias en las columnas alcanzaron los 3 °C, lo que refleja la presencia de agua marina al fondo de dichos sitios. También se sabe que

durante el estiaje la radiación y los tiempos de residencia en el sistema suelen ser mayores, lo que suele ayudar al aumento de temperatura (Halliday *et al.*, 2014).

Cabe destacar que en los sitios B6 y B7 la profundidad de los cauces no cambió durante la temporada de secas, al contrario de los demás sitios de estudio, que presentaron mayores profundidades durante lluvias, lo cual es esperado como resultado de la mayor captación de agua por escorrentía. Por tanto, se confirma el comportamiento ideal de río de llanura de inundación en los sitios B6 y B7, el cual durante lluvias aumenta a lo ancho de forma más importante que en profundidad; se recalca que a pesar de la falta de cambios en profundidad, se observan aumentos importantes de caudal (hasta cinco veces mayores que en estiaje).

En estudios previos Álvarez-Porebski *et al.* (2015) encontraron una temperatura promedio de 25.25 °C en el río Tzendales para el periodo 2008, muy similar a la temperatura registrada en este estudio (año hidrológico 2017-2018), la cual fue de 25.3 °C. A su vez, para el periodo del 2007-2008, Castillo-Domínguez *et al.* (2010) así como Estrada-Loreto *et al.* (2011) encontraron temperaturas promedio más altas para el río San Pedro que las halladas en este estudio (32.5 °C en temporada de lluvias y de 31 °C en temporada de secas, en contraste con los 26.9 y 28.3 °C, respectivamente); aun así, ambos estudios indican aguas cálidas típicas de regiones tropicales. El estudio que más se asemeja al presente es el de Álvarez-Porebski *et al.* (2015), por lo que se puede suponer que la temperatura del río Tzendales no ha variado apreciablemente del 2008 al 2018.

Conductividad específica

Los valores de conductividad observados a lo largo de la cuenca fueron mayores durante secas. Se puede suponer que esto se debe al efecto de la intrusión de agua marina, sobre todo en la zona baja de la cuenca. Adicionalmente, es importante mencionar que el área en la que se encuentra la mayoría de la cuenca del río Usumacinta es de composición calcárea por lo que es de esperarse que los valores de conductividad específica muestreados presenten valores relativamente altos por la constante presencia de iones calcio, bicarbonato y carbonato, además de la influencia de aerosoles marinos, aunque otros varios iones también pueden intervenir en ella significativamente (Halliday *et al.*, 2014).

Se observó un apreciable aumento de conductividad eléctrica a partir del sitio B5 durante la temporada de secas, el cual es presumiblemente resultado de la presencia del agua marina dentro del cauce del río que forma la “cuña salina”. Al ser esta agua más densa se mantiene en la parte más profunda del canal, lo cual probablemente se ve reflejado en la alta desviación estándar que presentan dichos sitios (B5-B9). En el sitio B5 fue posible notar el aumento de la conductividad en un orden de magnitud a partir de los 10 metros de profundidad e incluso cómo ésta se aumentaba hacia uno de los márgenes del canal. En el sitio B6 este cambio abrupto se dio a los 5 metros y en B9 se

muestra una columna completamente salina, aunque con un marcado gradiente de aumento hacia la profundidad (ver Anexo Fig. 11: e) y f); Fig. 12: a), b), c)).

Cabe mencionar que el sitio B5, que es el primero donde se observa presencia de agua marina se encuentra a aproximadamente 30 km de la línea de costa; esta gran influencia longitudinal se puede deber a la baja altitud presente en toda la zona baja de la cuenca (March-Mifsut y Castro, 2010).

También, durante la temporada de estiaje se observa un marcado patrón en el que los ríos tributarios cuentan con conductividades específicas mayores a las de los cauces principales, como es el caso de M2, M5 y B1, lo cual refleja su mayor conectividad con la cuenca (mayor área de interacción).

En el sitio B3, el cual se encuentra posterior a una confluencia, se observa un gradiente de conductividad que tiende al aumento con la profundidad (ver Anexo 8.1 Fig. 9: c), mismo que se refleja en su desviación estándar ($811.5 \pm 19.9 \mu\text{S cm}^{-1}$). Se puede suponer que dicho gradiente es resultado de la influencia que tiene B1 (tributario) en B3. El elevado contenido de iones presente en el sitio B1 ($1,279 \pm 1.2 \mu\text{S cm}^{-1}$) puede ser resultado del alto grado de cambio de uso de suelo que se observa a lo largo de la subcuenca (March-Mifsut y Castro, 2010; ver Anexo 8.2 Tabla 1).

En cuanto a M3 ($619.2 \pm 6.3 \mu\text{S cm}^{-1}$) y M6 ($664.2 \pm 6.2 \mu\text{S cm}^{-1}$) (asociados a M2 y M5, respectivamente), se observan valores de conductividad intermedios a los de sus tributarios, lo que apunta a procesos de mezcla por turbulencia. El hecho de que las conductividades específicas de los tributarios sean mayores a las del canal principal de la cuenca también se atribuye a la mayor capacidad de este último para diluir en su caudal los iones presentes, así como a la naturaleza geológica de las subcuencas a las que pertenecen (Saavedra, 2013).

En la temporada de lluvias en todos los casos se registraron valores menores de conductividad, pero destacan las altas conductividades en los sitios M2 ($538.7 \pm 0.2 \mu\text{S cm}^{-1}$) y B1 ($737.4 \pm 5.5 \mu\text{S cm}^{-1}$). Por un lado, a pesar de que el sitio M2 se encuentra dentro de la Reserva de la Biósfera Montes Azules, donde la vegetación natural circundante al sitio de muestreo presenta poca intervención (March-Mifsut y Castro, 2010), se sabe que a los alrededores de la Reserva de la Biósfera Montes Azules procesos de desmonte e invasión ocurren con frecuencia (Montes de Oca *et al.*, 2015), por lo que las altas conductividades que se observaron probablemente se deban al arrastre de material terrígeno de la temporada, el cual es mayor en zonas con alteraciones antropogénicas.

A su vez, el sitio B1 representa una subcuenca donde la vegetación predominante es el pastizal con poca actividad agrícola, pero se presume que en la parte guatemalteca de la región se hace exploración y explotación de hidrocarburos (March-Mifsut y Castro, 2010), lo que en conjunto representa cierto cambio en el uso de suelo. Es probable que también en este caso las altas conductividades que se presentaron se deban al impacto de alteraciones antrópicas en la zona. En estudios anteriores se han

encontrado medidas muy semejantes para ambos ríos (Estrada-Loreto *et al.*, 2011; Álvarez-Porebski *et al.*, 2015).

Las altas desviaciones estándar presentes durante la temporada de lluvias en los datos recabados en los sitios M6 ($303.6 \pm 10.7 \mu\text{S cm}^{-1}$), B3 ($398.6 \pm 44.4 \mu\text{S cm}^{-1}$), B7 ($357.5 \pm 11.6 \mu\text{S cm}^{-1}$) y B9 ($393.8 \pm 13.7 \mu\text{S cm}^{-1}$) (todos ubicados después de confluencia, excepto B9), se pueden deber a la entrada de material alóctono con carga iónica a los cauces procedente mayormente de sus respectivos tributarios para los tres primeros, y para el sitio B9 por fuerte arrastre de material alóctono en sus orillas (con alta carga salina), pues se debe recordar que éste último sitio presenta morfología de río de llanura de inundación y se encuentra muy cerca de la línea de costa.

Oxígeno disuelto, clorofila, turbidez y pH

Respecto al oxígeno disuelto (OD), fue posible observar que en todos los sitios las medidas halladas fueron mayores durante la temporada de estiaje. Esto se podría deber a la menor presencia de materia orgánica derivada de la escorrentía durante dicha temporada. Por lo que, parece ser que el arrastre de material alóctono hacia la columna de agua puede ser el principal determinante de la cantidad de concentración de OD presente. A su vez, se observó que durante temporada de lluvias el sistema se mantiene en la subsaturación, mientras que en estiaje el sistema se mantiene en la sobresaturación del sitio M1 al sitio B4, para posterior a éste pasar a condiciones de subsaturación. Esto se podría deber a que durante temporada de lluvias domina la respiración sobre la fotosíntesis, y lo mismo durante el estiaje después del sitio B4. Antes de este sitio (río arriba) domina la fotosíntesis sobre la respiración.

Se observó que durante la temporada de lluvias se presentaron menores concentraciones de clorofila respecto a la temporada de estiaje (con excepción de M5 y B1). También se observó que durante la temporada de lluvias la turbidez tiene una mayor variación, resultado de una mayor resuspensión en la columna de agua, por lo que durante lluvias la luz se podría convertir en un factor limitante y determinante de la cantidad de producción primaria dentro de los cauces. En los sitios M5 y B1, donde al contrario, se presentaron valores de turbidez más bajos durante la temporada lluvias (5.29 y 4.59 NTU, respectivamente), se dieron también mayores valores de clorofila durante dicha temporada (2.4 ± 0.06 y $5.79 \pm 0.3 \mu\text{g L}^{-1}$), (para más detalles ver Anexo 8.1 Fig. 13 c)), Fig. 14 a)). En general, se consideran mejores condiciones para la fotosíntesis durante la temporada de estiaje, tanto por la luz incidente en la columna de agua, como por la disponibilidad de nutrientes (ver Anexo 8.1 Fig. 11).

También se observa una tendencia al aumento de las concentraciones de clorofila al ir cuenca abajo para ambas temporadas muestreadas, hecho que se puede explicar por la transición morfológica que presentan los canales de cuenca media a cuenca baja, los cuales pasan de forma gradual de ser canales restringidos a canales de llanura de inundación, aumentando así su ancho más que su profundidad. Así, se tienen más aportes de nutrientes por rivera y también mayor área de incidencia de luz, por

tanto mayor producción de clorofila. Cabe mencionar que en el presente estudio los valores de clorofila fueron medidos a través de una sonda multiparamétrica como se describió anteriormente, por lo que se pueden presentar sobreestimaciones. Hacen falta nuevos estudios que exploren esta variable de forma analítica.

La marcada tendencia a la disminución de la concentración de oxígeno disuelto hacia la parte baja de la cuenca durante lluvias, puede atribuirse a que los aportes de materia orgánica que se van sumando al río principal a lo largo de su curso, ya sea por medio de ríos de menor orden o por escorrentía e infiltración del suelo pueden acumularse cuenca abajo. Al resultar estos aportes mayores a los que el río puede remineralizar por medio de procesos internos, entonces aumenta la concentración de materia orgánica, y por tanto es también mayor la cantidad de oxígeno disuelto consumido durante su descomposición, lo que hace que éste tienda a disminuir.

Durante la temporada de secas, cuando el aporte de material alóctono pierde relevancia, es posible que la disminución de OD al ir de cuenca media a cuenca baja se deba al antes mencionado aumento de producción primaria, que trae consigo también mayor respiración. Los menores valores de pH que se observaron al ir de cuenca media a cuenca baja también reflejan un posible aumento de remineralización (respiración), valores aún menores durante la temporada de lluvias, cuando se espera mayor aporte de materia orgánica en el canal. Al aumentar la respiración, aumenta la cantidad de CO₂ en el agua, y por tanto de iones H⁺ (Halliday *et al.*, 2014).

El hecho de que en el sitio B8 se hayan observado las menores concentraciones de oxígeno disuelto en ambas temporadas puede deberse a que se encuentra dentro de la Reserva de la Biósfera Pantanos de Centla, lo que implica que en dicho sitio los flujos de agua suelen muy lentos, por lo tanto, se esperan tiempos de residencia largos. Además, se da una alta presencia de materia orgánica, lo que lleva a que el OD sea consumido incluso hasta llegar a valores de hipoxia.

A su vez, durante la temporada de lluvias se observaron niveles muy similares de OD en los sitios M5 y B6 (1.6 ± 0.07 y 1.4 ± 0.09 mg L⁻¹, respectivamente), a pesar de tener ambos ríos caudales importantes ($1,301$ m³ s⁻¹ y $2,147.6$ m³ s⁻¹, respectivamente), lo que haría esperar que en ambos sitios la cantidad de oxígeno disuelto fuera mayor, dado su menor tiempo de residencia. Al no ser éste el caso, es posible que las tasas de entrada de materia orgánica (MO) sean mayores a las que el sistema puede remineralizar internamente, y por tanto se de dicho consumo de OD.

En la subcuenca La Pasión (M5), la cual cuenta con más de 189,000 habitantes (el 10.7% del total de la población de la cuenca del Usumacinta) (March-Mifsut y Castro, 2010), se observa que la mayoría de su superficie ha sido desprovista de la vegetación natural para dar paso a pastizales, sistemas agropecuarios, asentamientos urbanos, así como actividad petrolera (March-Mifsut y Castro, 2010). A su vez, el río Grijalva (representado en sitio B6) es un río que atraviesa la ciudad de Villahermosa, ciudad con un total de 340,060 habitantes (INEGI, 2020), hecho que podría generar eventos de

hipoxia y eutrofización en el río Grijalva. En la gráfica de pH también es posible ver su disminución en los mismos sitios, lo que se puede asociar a altas tasas de respiración (CO₂) en ambos sitios.

Durante lluvias, en el sitio M5 se presentan valores bajos de turbidez y en el sitio B6 son muy próximos al promedio, por lo que probablemente dicha MO consumidora del oxígeno esté presente en forma disuelta o en tamaños pequeños y por lo tanto no sea registrada como turbidez.

En general los valores de OD observados durante la temporada de estiaje a lo largo de la cuenca cuentan con una “alta calidad”, al contar con OD a más del 70 % de saturación (WFD en Halliday *et al.*, 2014), con excepción del sitio B8, el cual cuenta con 60.3 % de OD saturado, hecho que como ya se discutió, es normal dada su localización. Para la temporada de lluvias sólo los sitios M1, M2, M3, M4, M7, B2 y B3 presentaron dicha condición. Cabe mencionar que los primeros tres se encuentran en la Reserva de la Biósfera Montes Azules, por lo que es de esperarse que sus aguas presenten una calidad elevada, pues a pesar de recibir afluentes de zonas con mayor impacto antropogénico, el río Lacantún probablemente atenúa dichas alteraciones al contar con un mayor caudal. Así mismo, los demás sitios se encuentran dentro del cauce de mayor orden de la cuenca (de 8° orden), por lo que su capacidad para amortiguar descargas de material alóctono es mayor.

NITRÓGENO

Nitrógeno total: Nitrógeno orgánico disuelto, Nitrógeno inorgánico disuelto y nitrógeno particulado

En general, las concentraciones de NT observadas a lo largo de la cuenca del río Usumacinta resultaron mayores durante la temporada de lluvias, lo que se puede deber a los altos aportes de material alóctono que se dan durante dicha temporada. Al ser tan elevada la precipitación que cae en la cuenca (1,000-3,000 mm), y que puede llegar incluso hasta los 4,000 mm anuales (Saavedra, 2013), se espera que la biogeoquímica de la red hídrica de la cuenca esté altamente controlada por dicho factor climático, ya que los procesos de intemperismo y erosión que se dan en la superficie terrestre suelen tener gran importancia y ser determinantes en las concentraciones de nutrientes (Narashimham, 2009). Tal es el caso del sitio B4, en el cual las concentraciones de NT durante lluvias son casi el doble de las muestreadas en temporada de estiaje.

Al analizar el NT por fracciones en el sitio B4 se observan las mayores variaciones en el nitrógeno orgánico disuelto (NOD) y en el nitrógeno particulado (NP), mientras el NID se mantiene muy similar en ambas temporadas. Se sabe que el nitrógeno orgánico está mayormente representado por células vivas y material detrítico, así como una amplia gama de compuestos orgánicos disueltos que se liberan por exudación, excreción y descomposición (Bukaveckas, 2009).

En las cercanías del sitio B4 es posible apreciar grandes porciones de pastizales, lo que correspondería con la alta respuesta que tienen las concentraciones de NOD en el caudal durante la temporada de lluvias, dado el cambio de uso de suelo en la zona, y por ende, posibles altas tasas de erosión y transporte de material alóctono. También dicho sitio se encuentra cerca de un asentamiento urbano, la localidad de Jonuta, la cual cuenta con una población de 7,387 habitantes (INEGI, 2020), por lo que se podría esperar un importante impacto por la presencia de aguas residuales. Además, se sabe que en la subcuenca a la que pertenece éste sitio predomina la agricultura de roza-tumba y quema, misma que utiliza importantes cantidades de agroquímicos (March-Mifsut y Castro, 2010). El sitio B4 además presentó 60 % de saturación de OD, lo que también concuerda con el supuesto de una gran entrada de materia orgánica por escorrentía que consume oxígeno disuelto durante su descomposición.

El conjunto B1, B2 y B3 muestra cambios importantes de una temporada a otra. En los tres casos son apreciables los aumentos en las concentraciones de NOD y NP durante la temporada de lluvias, y en este caso también se aprecia gran cantidad de pastizales en el área circundante. Cabe destacar que en la subcuenca San Pedro, de la que es representativo el sitio B1, se lleva a cabo la exploración y explotación petrolera en su parte guatemalteca, por lo que se podrían esperar asentamientos humanos y consecuentes cambios de paisaje importantes en la región (March-Mifsut y Castro, 2010). Sólo en el caso del sitio B1 es apreciable una disminución en las concentraciones de NID durante la temporada de lluvias, lo que podría deberse a su consumo para la producción primaria, pues como anteriormente se menciona, en este sitio la concentración de clorofila es mayor en lluvias que en secas.

Por otro lado, durante la temporada de secas este conjunto (B1, B2 y B3) cuenta con las concentraciones más bajas de NT de toda la cuenca. Se puede deducir que dichas bajas concentraciones se pueden deber a una alta tasa de sedimentación de NP, así como a menor aporte de material alóctono por ausencia de escorrentía. Dado que se observan saturaciones de oxígeno en estos sitios igual a 99.9 %, 107.1 % y 108.5 %, respectivamente, (por encima de los 8 mg L⁻¹), también se podría pensar en altas tasas de asimilación por organismos. También en esta región comienza la zona de cuenca baja, por lo que las pendientes del relieve comienzan a ser menores, reduciéndose así las velocidades de los flujos del agua, factor que podría promover la sedimentación de NP.

Finalmente, tanto en la temporada de lluvias como en la temporada de estiaje, en todos los sitios se observan valores de concentración de NT que califican dentro de la mesotrofia (50 a los 107.1 µmol L⁻¹; Dodds *et al.*, 1998). Sólo el sitio B4, durante la temporada de lluvias, presentó valores sugeridos como límite entre mesotrofia-eutrofia (107.7 µmol L⁻¹). Cabe destacar que el estudio de Dodds *et al.* (1998) se realizó con base en una revisión de datos de sistemas lóticos de latitudes templadas, por lo que su aplicación a sistemas tropicales se debe hacer con cautela, pues dadas las mayores temperaturas que se dan a lo largo del año, se esperan también diferencias en la

producción primaria y en la respiración, y por tanto en el consumo de nutrientes dentro del sistema.

En lo que respecta a las cargas de NT obtenidas, se observa que éstas se apegan a las variaciones de caudal de forma directa, es decir, a mayor caudal, mayor carga observada. Un ejemplo de esto es el hecho de que, durante la temporada de lluvias, la mayor carga se dio en el sitio M7 (491 t d^{-1}), a pesar de no contar éste con la mayor concentración de NT de la temporada; lo mismo pasó durante el estiaje, pues a pesar de que la mayor carga se dio en el sitio B7 (69 t d^{-1}), no fue en éste donde se registró la mayor concentración. En ambos casos, los caudales registrados son los segundos más importantes de su respectiva temporada.

Al observar únicamente las cargas sólo sobre el cauce principal del río Usumacinta (río de mayor orden de la cuenca) (ver Anexo 8.1, Fig. 16 y Anexo 8.2 Tabla 2), además de que se observa la relación directa que existe entre el caudal y las cargas, se puede ver que el aporte final del sistema Grijalva-Usumacinta al Golfo de México se podría aproximar a las 496.93 t d^{-1} durante temporada de flujo alto (lluvias), y a las 80.61 t d^{-1} durante temporada de flujo bajo (estiaje). Dicho nitrógeno sería entregado principalmente en forma de NOD y NP. Además, durante lluvias se aprecia un descenso en las cargas de NT del sitio B1 al B5, que después vuelve a aumentar en el sitio B7. Esto se podría deber a que se creen canales temporales en las zonas circundantes del sitio B1 al B5, mismos que no fueron detectados en el presente estudio. Durante secas, a pesar de observarse un descenso en el sitio B5 en general se observa un aumento longitudinal de cargas al ir cuenca abajo.

Recientes estudios confirman el potencial del NOD para generar eutrofización en ríos (Mackay *et al.*, 2020). Cabe mencionar que en otras cuencas que reportan fuerte impacto antropogénico (en especial deforestación y minería) se ha encontrado un promedio anual de 48.6 t d^{-1} de NP (Gallay *et al.*, 2017). Si se estima que un tercio del NT sería en forma de NP (69 t d^{-1}), se encuentra que los valores hallados en la cuenca del río Usumacinta son muy similares al compararse con otras cuencas tropicales, reflejando el impacto antropogénico que tiene la cuenca (ver Anexo Tabla 2).

Nitrógeno Inorgánico Disuelto: Amonio y Nitrato

Amonio

En general, los valores de amonio resultaron ser mayores durante la temporada de secas, siendo las concentraciones observadas aproximadamente del doble que durante la temporada de lluvias. Los nutrientes suelen tener un patrón estacional específico dependiendo de sus fuentes y sumideros (Halliday *et al.*, 2014). En el caso del amonio en ríos, se suele observar su decremento durante los flujos altos, disminuyendo sus concentraciones en función de los incrementos en los caudales (Meybeck, 2009), tal como se observó en este estudio.

En general, se observa cierta tendencia al aumento de la concentración de amonio al ir cuenca abajo, probablemente por el descenso de la cantidad de OD que se da de cuenca media a cuenca baja, condición que favorece su producción. El aumento gradual de los tiempos de residencia dada la disminución de las pendientes pueden ayudar a que dicho proceso se dé.

Se considera que la máxima concentración de amonio registrada en el sitio B8 durante la temporada de lluvias se puede deber a la baja concentración de OD que se observa en dicho sitio, condición que hace que el proceso de amonificación se vea favorecido (Bukaveckas, 2009). A su vez, dados los bajos niveles de oxígeno del sitio, se crean condiciones para que otros procesos como la reducción no asimilatoria de nitratos sea otra fuente posible de amonio (Canfield *et al.*, 2011). También, cabe mencionar que en la Reserva Pantanos de Centla se han observado procesos de canalización, desvío y contención de cauces, mismos que generan más interconectividad entre sitios con asentamientos urbanos y sitios que se presuponen con poco impacto antrópico (Barba Macías *et al.*, 2014).

En contraparte, el mínimo valor de concentración en el sitio M2 se puede deber a que el sitio está cerca de contar con 100 % de saturación de oxígeno disuelto y a su ubicación dentro de la Reserva de la Biósfera Montes Azules, con un mínimo de modificación del entorno selvático.

En lo que respecta a la temporada de estiaje, el máximo valor se observó en el sitio B6 ($6.04 \pm 2.3 \mu\text{mol L}^{-1}$). Dicho valor podría ser atribuible al alto impacto antropogénico que presenta la cuenca del río Grijalva. Se sabe que esta cuenca cuenta con un alto porcentaje de agricultura en la zona media y pastizales en la zona baja (Kolb, 2013). Estas alteraciones de la vegetación natural se podrían relacionar con los altos niveles de amonio presentes por aplicación de fertilizantes (Paton-Walsh *et al.*, 2011). Además, se sabe que en el río Grijalva existen serios problemas de calidad de agua, debido al bajo número de plantas de tratamiento y al no funcionamiento de la mayoría de éstas (Kauffer, 2005) lo que hace sospechar altos aportes de descargas de aguas residuales en el río.

A pesar de que el sitio B6 registró el valor más alto de todo el estudio, no rebasa el máximo propuesto para condiciones aceptables del agua ($22.2 \mu\text{mol L}^{-1}$) por Álvarez-Porebski *et al.* (2015), y está lejos de acercarse a valores observados en ríos altamente impactados por actividad antropogénica. Dichos ríos presentan concentraciones de hasta $426.8 \mu\text{mol L}^{-1}$, como es el caso del río Scheldt ubicado en el noroeste europeo (Meybeck, 2009), o los $332.6 \mu\text{mol L}^{-1}$ muestreados en ríos de Medellín, Colombia (Giraldo *et al.*, 2010).

Por otro lado, la mínima concentración de amonio de la temporada de secas fue observada en el sitio B8. Esto concuerda con las condiciones poco favorables para la presencia del amonio (oxígeno disuelto a más del 60 %) observadas en el sitio. Se sabe que en condiciones de oxigenación, el amonio suele ser rápidamente oxidado o

asimilado. A su vez, al estar este sitio dentro de la Reserva Pantanos de Centla, es probable que no esté recibiendo aportes externos de amonio, como sí los sitios anteriores a éste (B6 y por consecuencia B7).

A su vez, se observan altas concentraciones de clorofila, lo que indica que este mínimo también se puede deber a su consumo para la producción primaria. Se sabe que especies de NID suelen disminuir durante las temporadas de flujos bajos debido a la proliferación de algas en ríos (Meybeck, 2009). Otra observación que soporta lo anterior es la también baja concentración de nitratos.

En general, se observan mayores desviaciones estándar de amonio durante la temporada de lluvias, puesto que los aportes de materia orgánica (MO) son mayores, misma que al sedimentar y ser degradada podría inducir mayores tasas de amonificación en fondo que en superficie. Es notable la diferencia entre sitios de cuenca media y cuenca baja durante esta temporada, presentando desviaciones estándar más importantes los sitios correspondientes a cuenca baja, lo que podría deberse a la diferencia en las tasas de remineralización de materia orgánica acumulada en cuenca baja. En lo que respecta a la temporada de secas, las desviaciones estándar que resaltan son las de los sitios M7 y B6. Estas variaciones podrían deberse a la diferencia en las tasas de remineralización de la materia orgánica tanto alóctona como autóctona.

Además, se observó que las cargas de amonio también se apegan a la relación a mayor caudal, mayor carga. En este caso en ambas temporadas coincide el sitio de menor concentración de amonio con el de menor carga. Por otro lado, durante ambas se observa la tendencia al aumento de cargas de amonio al ir de cuenca media a cuenca baja, siendo en ambas temporadas el sitio B7 el que presentó las mayores cargas de amonio, lo que se puede deber a la influencia de la cuenca del río Grijalva en el río Usumacinta, el cual se sabe cuenta con alto impacto antrópico (Kauffer, 2005). Pero también, posiblemente se asocia al avance de la frontera agrícola, ganadera, urbana e industrial que paulatinamente se ha extendido dentro de la reserva Pantanos de Centla, en la parte baja de la cuenca del Usumacinta (Kauffer, 2004).

Tomando como referente al sitio B7, se puede observar que el sistema Grijalva-Usumacinta hace un aporte de amonio al Golfo de México de aproximadamente 12.68 t d⁻¹ durante temporada de flujo alto (lluvias), y de 6.86 t d⁻¹ durante el flujo bajo (ver Anexo 8.1 Fig. 17; 8.2 Tabla 2.), siendo mayores las cargas durante lluvias, a pesar de que las mayores concentraciones de amonio se presentaron durante temporada de secas, esto debido a que el caudal controla sobre las concentraciones en el cálculo de cargas

A su vez, las cargas del sitio B5 se mantienen muy similares, a pesar de que el caudal durante la temporada de lluvias es de más del doble, por lo que se podría suponer que durante lluvias el valor de concentración de amonio es muy bajo.

Nitrato

Los valores de concentración de nitrato muestran ser en general mayores durante la temporada de secas, lo que indica condiciones favorables de nitrificación dada la mayor cantidad de oxígeno disuelto presente en las columnas de agua, también de manera general (Howarth, 2009). El nitrato, al ser uno de los principales aniones mayores presentes en los ríos, ha sido ampliamente estudiado, y se ha encontrado que su abundancia suele estar controlada por tres factores naturales: la precipitación pluvial, la geología de la cuenca y procesos de la evaporación-cristalización (Aldstadt III *et al.*, 2009), así como los derivados de actividades antrópicas (fertilización de cultivos y desecho de aguas negras).

Las diferencias entre temporadas por sitio en algunos casos no rebasan los 2 $\mu\text{mol L}^{-1}$, y en otros son de entre 5-16 $\mu\text{mol L}^{-1}$. Estas mayores diferencias se dan, de hecho, en los casos en los que las concentraciones en temporada de secas son mayores que las de temporada de lluvias.

El hecho de que en algunos sitios las diferencias nunca sean mayores a los 2 $\mu\text{mol L}^{-1}$ puede deberse a que, por un lado, a pesar de que durante la temporada de lluvias se presente mayor lixiviación de material alóctono (fertilizantes, materia orgánica) ésta no represente un alza en las concentraciones porque también el caudal del río aumenta de forma importante, generando su dilución. Durante temporada de secas, la entrada de material alóctono disminuye, pero también el caudal, lo que hace que las concentraciones queden muy parecidas a las encontradas en temporada de lluvias.

A pesar de que los promedios generales entre temporadas difieren por alrededor de 9 $\mu\text{mol L}^{-1}$, siendo mayor en temporada de secas, en algunos casos se dieron mayores concentraciones durante la temporada de lluvias. Tal es el caso de los sitios M1, M2 y M3. Al encontrarse en los márgenes de la Reserva de la Biósfera Montes Azules, es posible que los canales reciban altas tasas de materia orgánica, lo que, aunado a los altos niveles de oxigenación observados en los sitios (ceranos al 100 % de saturación de oxígeno), podría generar altas tasas de nitrificación, mayores a las presentes en estiaje cuando dicho aporte alóctono de MO es menor.

Para la confluencia M4, M5 y M6 las mayores concentraciones se dan durante la época de estiaje, siendo estas incluso las mayores de la temporada. La subcuenca del río Chixoy se localiza en su totalidad dentro de territorio guatemalteco y cuenta con gran presencia de pastizales, por lo que es posible que las concentraciones de nitrato observadas (30.6, 20.2 y 26.8 $\mu\text{mol L}^{-1}$, respectivamente) se deban al uso de fertilizantes en la zona (Alexander *et al.*, 2000; Patson-Walsh *et al.*, 2011; Yamazaki *et al.*, 2017). De forma adicional se sabe que el río Chixoy cuenta con una represa (entre alta y baja Verapaz, Guatemala), hecho que ha generado una serie de cambios en el uso de suelo por actividades como el pastoreo de ganado, reubicación de poblaciones desplazadas, modificación de cobertura vegetal, modificación en la composición de la fauna, entre otras. Además, en zonas cercanas a la frontera con México, el gobierno de Guatemala a

concesionado territorio para la extracción de hidrocarburos (March y Castro, 2010). Dada la alta conectividad que se da entre las zonas bajas y altas de una cuenca (Cotler, 2010) se puede suponer que estas alteraciones deriven en la disminución la calidad del agua de su sistema lótico (Ávila, 2004).

El sitio B6, el cual se encuentra en el cauce del río Grijalva, también presentó grandes cambios en las concentraciones promedio de nitrato de una temporada y otra, siendo cerca de 10 veces mayor el promedio encontrado en estiaje. Esta alta variación estacional suele ser indicio de perturbación antropogénica en la cuenca del sistema (Halliday *et al.*, 2014), aunque también se podría deber en parte a que su caudal es alrededor de cinco veces mayor durante la temporada de lluvias, por lo que es de esperarse gran dilución durante lluvias, reduciendo así las concentraciones encontradas hasta $1.8 \mu\text{mol L}^{-1}$.

La cuenca del río Grijalva presenta altos niveles de cambio de uso de suelo por deforestación para la ganadería, agricultura, e incluso grandes asentamientos urbanos, como lo es la ciudad de Villahermosa, México (Kolb *et al.*, 2013) factores que podrían explicar las concentraciones de nitrato encontradas durante el estiaje ($15.5 \mu\text{mol L}^{-1}$). Aun así, dichas concentraciones no exceden los valores establecidos para agua en condiciones aceptables propuestos para otros ríos tropicales (Resolución Conama 357, Oliveira de Aguiar Netto *et al.*, 2013), por lo que es probable que se dé un buen reciclamiento interno de nutrientes a lo largo de su cauce, o que el nitrato sea retenido en zonas ribereñas o llanuras aluviales de la región (Kobayashi y Iwata, 2017; Strauss *et al.*, 2011).

En contraste con lo anterior, aunque según los lineamientos de calidad de agua sugeridos por SEMARNAT (2016), los niveles de nitrato encontrados en la cuenca del río Usumacinta en general están dentro de los establecidos para su uso como fuente de abastecimiento para uso urbano, dichos niveles encontrados no cumplen con los niveles máximos permisibles para la protección de la vida acuática (aguas costeras y estuarios, no existe lineamiento para agua dulce y humedales).

Otros autores han concluido que los ríos que presentan variaciones bruscas de nutrientes entre una temporada y otra no pueden ser calificados como “ecológicamente resilientes”, a pesar de que los promedios presenten valores que indiquen “buena calidad” (Halliday *et al.*, 2014).

Por otro lado, el hecho de que el sitio B8 presentara las menores concentraciones en ambas temporadas concuerda con su ubicación dentro la Reserva de la Biósfera Pantanos de Centla, pues al ser esta una zona dominada por paisajes de pantanos se esperan bajos niveles de oxígeno y por lo tanto, la probable poca presencia de organismos nitrificantes. Asimismo, los manglares son conocidos por remover nitratos, lo cual también disminuiría su concentración en B8 (Wadnerkar *et al.*, 2019). A su vez, el sitio B9 presenta las segundas más bajas concentraciones de nitrato en ambas temporadas, y también, bajas concentraciones de oxígeno disuelto (acentuadas durante

la temporada de lluvias), lo que de igual manera se podría deber a su ubicación en el río San Pedro San Pablo, uno de los tres brazos de descarga de la CRU hacia el Golfo de México ubicado dentro de la Reserva Pantanos de Central. Otros estudios constatan dichos flujos observados, empobrecidos en OD y ricos en MO, en la zona marina de influencia de la CRU en el Golfo de México (Cardoso-Mohedano *et al.*, 2020; Machain-Castillo *et al.*, 2020).

También se observa cierta tendencia a la disminución de las concentraciones de nitrato en el caudal principal del río al ir cuenca abajo a partir del sitio M4 durante ambas temporadas muestreadas. Dado que el nitrato es un ion con alta movilidad (Meybeck, 2009), dicha pérdida longitudinal de nitrato podría sugerir: 1) su consumo para la producción primaria (también se observan aumentos de concentraciones de clorofila al ir cuenca abajo), 2) su eliminación por organismos denitrificantes u otros oxidadores de nitrato, 3) a su mayor dilución pues también se observa cierto aumento en los caudales, y 4) su mayor consumo por parte de organismos nitrificantes en la zona baja de la cuenca respecto a la zona media. Cabe destacar que otros estudios confirman la baja pérdida de nitrato en ríos de gran tamaño (Coupe *et al.*, 2013), por lo que el decrecimiento longitudinal del nitrato observado en este estudio incita a la generación de más estudios en la zona.

En general, las concentraciones de nitrato observadas a lo largo de la cuenca del río Usumacinta presentan valores por debajo de los encontrados en otros ríos altamente impactados por actividades antropogénicas, tales como el río Rhine, el cual presentó concentraciones promedio de $62.9 \mu\text{mol L}^{-1}$ para un periodo de 1974-1983, el río Weser que mostró $82 \mu\text{mol L}^{-1}$ promedio durante el periodo de 1979-1990, o los $100 \mu\text{mol L}^{-1}$ promedio para un periodo del 2004-2006 presentes en el río Mississippi (Meybeck, 2009; Duan *et al.*, 2014). En contraste, estudios de los años ochenta en el río Orinoco, el cual se consideraba prístino para dicho periodo, mostró concentraciones promedio de nitrato de $1.3 \mu\text{mol L}^{-1}$, siendo éstas aproximadamente diez veces menores a las concentraciones promedio encontradas en la cuenca del río Usumacinta.

Dado que los valores de concentración de nitrato hallados son intermedios entre los encontrados en sistemas prístinos y sistemas degradados, se podría concluir que la cuenca del río Usumacinta mantiene condiciones medias de deterioro, y se encuentra cierta oscilación entre condiciones de oligotrofia y mesotrofia, oscilación controlada principalmente por la precipitación y el consecuente cambio en los caudales del sistema. De forma adicional, aunque son pocas las bases, ya existen esfuerzos por la definición de valores de nutrientes característicos en ríos de latitudes bajas, y los valores muestreados a lo largo de la cuenca están generalmente dentro de los establecidos para condiciones aceptables en ríos tropicales (Oliveira de Aguiar Netto *et al.*, 2013; Kobayashi y Iwata, 2017).

Las cargas de nitrato no se apegaron a la relación a mayor caudal, mayor carga, como sí lo hicieron el amonio y el NT. Se sabe que el nitrato suele ser un ion con alta movilidad (Coupe *et al.* 1999) por lo que la disminución de las cargas en los sitios de los

últimos kilómetros del río principal puede deberse a la retención por adsorción de nitrato en las llanuras de inundación de la región (Duan *et al.*, 2014), a su utilización por parte de productores primarios al ser la especie de NID más abundante, o a la disminución de la actividad de organismos nitrificantes río abajo (para más detalles ver Anexo 8.1 Fig. 18). Cabe mencionar que dicha disminución de nitrato se observa durante ambas temporadas. Dicho fenómeno queda como una interrogante para futuros estudios.

Durante la temporada de estiaje se observa de mejor manera la influencia de los ríos tributarios en el río principal pues todos los sitios ubicados después de las confluencias presentaron valores más altos que los dos sitios anteriores asociados, lo que probablemente se debe a que durante flujos bajos es más fácil observar la influencia de ríos tributarios en el río principal, dándose una mezcla conservativa entre ellos (Duan *et al.*, 2010). El sitio B6 presentó mayor carga en secas que en lluvias, a pesar de que el caudal durante lluvias es cerca de tres veces mayor, esto nos habla de la relativamente alta concentración de nitrato que se encuentra en la cuenca Grijalva durante temporada de estiaje.

Al observar las cargas sólo sobre el río principal (ver Anexo 8.1 Fig. 18) es posible observar cómo el caudal domina sobre la concentración más durante la temporada de estiaje que durante la temporada de lluvias. También en esta figura se observa la posible pérdida por escorrentía por la formación de cauces no muestreados en este estudio que se da a partir del sitio B5.

Finalmente, durante la temporada de secas el sistema Grijalva-Usumacinta aporta aproximadamente 10.82 t d^{-1} de nitrato al Golfo de México, que es la carga encontrada en el sitio B7 más la del sitio B9. Durante la temporada de lluvias dicho aporte es de 28.66 t d^{-1} . Cabe mencionar que para el río Mississippi se han encontrado aportes promedio de $1,983.5 \text{ t d}^{-1}$ (Duan *et al.*, 2014).

En general, la cuenca del río Usumacinta presenta condiciones de deterioro que califican dentro de la mesotrofia, pues a pesar de que en algunos de sus ríos se observan concentraciones relativamente elevadas de algunas especies de nitrógeno, también es posible observar que sobre el río principal el sistema conserva cierta capacidad de atenuación natural y resiliencia, como lo constatan sus niveles de oxigenación.

Se considera que la cuenca del río Usumacinta durante la temporada de lluvias puede representar una fuente de alto aporte de materia orgánica al Golfo de México, pero no así de nutrientes como el amonio y el nitrato, pues los niveles de concentración de nutrientes están muy por debajo de los hallados en otros ríos generadores de zonas de oxígeno mínimo, como es caso del río Mississippi el cual presenta concentraciones de nitrato promedio de $100 \mu\text{mol L}^{-1}$, con máximos de hasta aprox. $180 \mu\text{mol L}^{-1}$, justo antes de desembocar en el Golfo de México. Estos resultados son consistentes con los recientes hallazgos de Cardoso-Mohedano *et al.*, (2020), quienes no encontraron condiciones de hipoxia importante en la desembocadura del Grijalva-Usumacinta

durante las temporadas de secas y lluvias de 2017. A su vez, en beneficio de la conservación de estas condiciones en la cuenca del río Usumacinta, y tomando en cuenta que la cuenca atraviesa por procesos de transformación del paisaje severos que tenderán a incrementarse en el futuro, se debe poner especial cuidado en no alterar la antes mencionada resiliencia con la que aún cuenta el sistema, pues de ser así el sistema podría presentar condiciones de eutrofia y consecuentemente, podrían ocurrir eventos de hipoxia en el Golfo de México.

6. CONCLUSIONES

- Se observaron mayores concentraciones de nitrógeno total (NT) durante la temporada de lluvias, respecto a la temporada de secas (81.7 y 64.5 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en promedio, respectivamente).
- Se observaron mayores concentraciones de amonio durante la temporada de secas, respecto a la temporada de lluvias (2 y 1.2 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en promedio, respectivamente). En el caso del nitrato sucedió lo mismo (13.4 y 10.2 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en promedio, respectivamente).
- En general, durante ambas temporadas se observó una mayor proporción de la fracción de nitrógeno orgánico disuelto (NOD), seguida por la de nitrógeno particulado (NP) y por último la de nitrógeno inorgánico disuelto (NID).
- En ambas temporadas fue posible apreciar cierto aumento de amonio al ir de cuenca media a cuenca baja y cierto descenso de nitrato en el mismo sentido.
- Se encontró que el sistema Grijalva-Usumacinta exporta 496.93 t d⁻¹ de NT, 12.68 t d⁻¹ de amonio y 28.66 t d⁻¹ de nitrato al Golfo de México durante la temporada de lluvias. Durante la temporada de estiaje, dichos aportes son de: 80.61, 6.86 y 10.82 t d⁻¹, respectivamente.
- Las cargas de amonio, nitrato y nitrógeno total muestran aumentos considerables durante la temporada de lluvias, dado el aumento de caudal de la temporada.
- En ambas temporadas del año se aprecia un descenso en las concentraciones de oxígeno disuelto al ir de cuenca media a cuenca baja, siendo este fenómeno más marcado en temporada de lluvias.

7. RECOMENDACIONES

- Se recomienda la implementación de estudios de mayor frecuencia temporal y de largo plazo en la cuenca con el fin de poder distinguir con mayor precisión los efectos inducidos por el aumento en el cambio de uso del suelo asociado a las actividades productivas y los asentamientos humanos en la región.
- Que futuros estudios mantengan la escala longitudinal y de ser posible la ampliaran, es decir, que tuvieran cobertura desde cuenca alta a cuenca baja, por lo que resulta indispensable la cooperación internacional.
- Se recomienda la incorporación del fósforo en la descripción de la dinámica química del sistema como complemento para futuros estudios.
- Se ha demostrado que pequeñas corrientes juegan un rol importante en el transporte de nitrógeno hacia ecosistemas costeros, por lo que se recomienda incluir el estudio de más escorrentías y ríos tributarios.
- A pesar de la dificultad que implica establecer balances de masas en sistemas lóticos, se recomienda su uso para lograr mayor precisión respecto a los flujos y transferencias longitudinales del nitrógeno en sus diferentes especies a través de la cuenca, y por tanto, la relevancia ecológica y/o prioridad para la conservación y/o remediación de cada zona de la cuenca. Para esto sería indispensable un conocimiento más detallado del ecosistema bentónico-sedimentario de los canales, así como la estimación de los intercambios con la atmósfera (fijación de N_2 y desnitrificación).
- Nuevos esfuerzos de conservación deben comenzar a considerar la integridad ecológica de los ecosistemas terrestres, de agua dulce y marinos, por lo que en la política ambiental se deberá priorizar el uso de las cuencas hidrológicas como unidades integradoras.
- Se recomienda buscar mejores prácticas para la agricultura en la zona, mismas que promuevan un uso eficiente de los fertilizantes o prácticas de cultivo sostenibles, y reduzcan el cambio de uso de suelo en la zona y/o sus impactos.

8. BIBLIOGRAFÍA

Aceves Navarro, L. A., Rivera Hernández, B., Arrieta Rivera, A., Juárez López, J. F., Méndez Adorno, J. M., Ramos Álvarez, C. 2017. Tendencias de cambio climático en los municipios de Tabasco que integran la subcuenca Usumacinta, del río Usumacinta. En: Soares, D., García García, A. La cuenca del río Usumacinta desde la perspectiva del cambio climático. México. p. 77-95.

Aguilar, V., Kolb, M., Koleff, P., Urquiza-Haas, T. 2010. Las cuencas de México y su biodiversidad: Una visión integral de las prioridades de conservación. En: Cotler, H. Las cuencas hidrográficas de México. México. p. 142-153.

Alcocer, J. 2007. El agua epicontinental de México. Ciencias. p. 26-35.

Aldstadt III, J. H., Bootsma, H. A., Ammerman, J. L. 2009. Chemical properties of water. En: Likens, G. E. Biogeochemistry of inland waters. Elsevier. Estados Unidos. p. 1-9.

Ávila, R. 2004. La represa Chixoy y los derechos humanos. Guatemala: Agencia Latinoamericana de Información (ALAI). Recuperado de https://www.alainet.org/es/active/5780#_ftn33.

Álvarez-Porebski, P., Hernández Garciadiego, L., Gómez-Ruiz, H., Ramírez-Martínez, C. 2015. Calidad del agua en la subcuenca el río Lacantún. En : Carabias, J., De la Maza, J. y Cadena R. Conservación y desarrollo sustentable en la Selva Lacandona. 2015. Natura y Ecosistemas mexicanos, A.C. México.

Balvanera, P., Cotler, H. 2009. Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos, En: CONABIO, Capital Natural de México, Vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio, México, p. 185-245.

Barba Macías, E., Valadez Cruz, F., Pinkus Rendón, M. A., y Pinkus Rendón, M. J. (2014). Revisión de la problemática socioambiental de la Reserva de la Biósfera Pantanos de Centla, Tabasco. Investigación y ciencia-Universidad Autónoma de Aguascalientes, (60), 50-57.

Benke, A. C. 2009. Streams and rivers of North America: western, northern and Mexican basins. En: Likens. 2009. Encyclopedia of Inland Waters. First Edition. Ed. Elsevier Bost. p. 425-437.

Black, P.E. 1996. Watershed Hydrology. Lewis Publisher Boca Rat, Florida, Estados Unidos.

Buckaveckas, P. A. 2009. Rivers. En: Likens, G. E. Biogeochemistry of inland waters. Elsevier. Estados Unidos. p. 143-154.

Burga, J. D. 2011. Diccionario Geológico. Arthaltuna. Grouting. Geotechnical y instrumentation, Perú.

Canfield, D. E., Glazer, A. N., Falkowski, P. G. 2010. The evolution and future of Earth's nitrogen cycle. *Science*. Vol. 330.

Cardoso-Mohedano, J. G., Canales-Delgado, J. C., Machain-Castillo, M. L., Hernández-Hernández, J. G., Sánchez-Cabeza, J. A., Ruiz-Fernández A. C., Alonso-Rodríguez, R., Gómez-Ponce, M. A., Esqueda-Lara, K., Merino-Ibarra, M., Hernández-Becerril, D. U., Gelabert-Fernández, R. 2020. Absence of hypoxia events in the adjacent coastal waters of Grijalva Usumacinta river, Southern Gulf of Mexico. *Elsevier. Marine Pollution Bulletin* 156. 111174.

Castillo-Dominguez, A., Barba Macías, E., Navarrete, A. de J., Rodiles-Hernández, R., Jiménez Badillo, M. de L. 2010. Ictiofauna de los humedales del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744)* Vol. 59 (2): 693-708, June 2011

Centro de Investigación en Geografía y Geomática "Ingeniero Jorge L. Tamayo", CentroGeo.

Ceballos G., Oliva G. 2005. *Los Mamíferos Silvestres de México*. Fondo de Cultura Económica, México, D.F.

Cotler, H., Caire G. 2009. *Lecciones aprendidas del manejo de cuencas en México*, Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Fundación Gonzalo Río Arronte, IAP, WWF, Organización Mundial de Conservación, México.

Coates, A. 1997. *Central America: A Natural and Cultural History*. Yale University Press, New Haven and London.

Colin, N., Jarvie H. P., Neal, M., Hill, L., Wickham, H. 2006. Nitrate concentrations in river waters of the upper Thames and its tributaries, *Science of The Total Environment*. Volumen 365. p. 15-32.

Conagua. 2017b. Subdirección general Técnica.

Conagua. 2018. *Atlas del agua de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

Coupe, R.H., Goolsby, D.A., Battaglin, W.A., Böhlke, J.K., McMahon, P.B., Kendall, C., 2013. Transport of nitrate in the Mississippi River in July–August 1999. *Ann. Environ. Sci.* 7, 31–46.

Cuevas, M. L., Garrido, A., Sotelo, E. I. 2010. Regionalización de las cuencas hidrográficas de México.

Dirzo, R., Aguirre, A., López, J. C. 2009. Diversidad florística de las selvas húmedas en paisajes antropizados, *Investigación Ambiental* 1: 17-22.

Dourojeani, A. 1994. Políticas públicas para el desarrollo sustentable: la gestión integrada de cuencas, LC/R. 1399, CEPAL.

Dourojeanni, A., Jouravlev A. y Chávez, G. 2002. Gestión del agua a nivel de cuencas: Teoría y práctica, Naciones Unidas. Santiago de Chile.

Dodds, W. K., Jones, J. R., Welch, E. B. 1998. Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. Elsevier Science Ltd. *Wat. Res.* Vol. 32, No. 5, pp. 1455-1462.

Duan, S., Powell, R.T., Bianchi, T.S. 2014. High frequency measurement of nitrate concentration in the Lower Mississippi River, USA. Elsevier. *Journal of Hydrology* 519 376–386.

Estrada-Loreto, F. 2011. Indicadores ecológicos de la zona riparia del río San Pedro, Tabasco, México. Tesis para optar por el grado de Maestra en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural. El Colegio de la Frontera del Sur.

Fields, S. 2004. *Environmental Health Perspectives*. vol. 112, num. 10. pp A 556-A 563. Focus. Global Nitrogen.

Gallay, M., Mora, A., Martínez, J.M., Gardel, A., Laraque, A., Sarrazin, M., Beaucher, E., Doudou, J.C., Lagane, C. 2017. Dynamics and fluxes of organic carbon and nitrogen in two Guiana Shield river basins impacted by deforestation and mining activities. *Wiley. Hydrological Processes*. 2018;32:17–29.

García-García, A. Kauffer Michel, E.F. 2011. Las cuencas compartidas entre México, Guatemala y Belice: Un acercamiento a su delimitación y problemática general. *Frontera Norte*, Vol. 23, No.45, p. 131-161.

Garrido, A., Pérez Damian, J. L., Guadarrama, C. 2010. Delimitación de las zonas funcionales de las cuencas hidrográficas de México. En: Cotler, H. *Las cuencas hidrográficas de México*. p. 14-17.

Giraldo, L. C., Agudelo, R., Palacio, C. A. Spacial and temporal variation of nitrogen in the Medellin river. *Dyna*, vol. 77, núm. 163, septiembre, 2010, pp. 124-131. Universidad Nacional de Colombia Medellín, Colombia.

Halliday, S. J., Skeffingt, R. A., Bowes, M. J., Gozzard, E., Newman, J. R., Loewenthal, M., Palmer-Felgate, E.J., Harvie H. P., Wade, A., J. 2014. The Water Quality of the River Enborne, UK: Observations from High-Frequency Monitoring in a Rural, Lowland River System. *Water* 2014, 6. pag. 150-180. doi:10.3390/w6010150 .

Hydes, D.J, Hill, N.C. 1984. Determination of Nitrite in Seawater: Nitrate to Nitrite Reduction with Copper-Cadmium Alloy.

INEGI, CONABIO, INE. 2007. Ecorregiones Terrestres de México, escala 1:1 000 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Comisión

Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad e Instituto Nacional de Ecología. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D. F.

INEGI, INE, CONAGUA. 2007. Mapa de cuencas hidrográficas de México (escala 1:250,000), producto cartográfico derivado de la obra primigenia INE (2003) Cuencas Hidrográficas de México, escala 1:250,000, elaborada por A.G. Priego, E. Isunza, N. Luna y J.L. Pérez. (http://mapas.ine.gob.mx/website/mediofisico/hidrologia/cuencas-hidrograficas/cuencas_hidrograficas.html).

INEGI. 2008. Geografía de México. Manual. Características edafológicas, fisiográficas, climáticas e hidrográficas de México, México, Instituto Nacional de Estadística- Dirección de Capacitación, Geografía e Informática.

INEGI. 2020. Censo de Población y Vivienda 2020. Consultado en: <https://censo2020.mx/>

INEGI. 2020. Censo de Población y Vivienda 2020. Consultado en: <https://www.inegi.org.mx/app/cpv/2020/resultadosrapidos/default.html?texto=villahermosa%20tabasco>

Kauffer, M, E. (2005). El consejo de cuenca de los ríos Usumacinta y Grijalva: los retos para concretar la participación y la perspectiva de cuencas. En: Problemas socio-ambientales y experiencias organizativas en las cuencas de México. Editado por: Vargas, S y Mollard, E. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México.

Kirkwood, D.S. 1994. San-Plus. Segmented flow analyzer and its applications. Sea water analysis, Skalar, Amsterdam.

Kolb, M. 2013. Dinámica del uso del suelo y cambio climático en la planeación sistemática para la conservación: un caso de estudio en la cuenca Grijalva-Usumacinta. Posgrado de Geografía, Instituto de geografía, UNAM, México, D.F.

Lorenzo-Márquez, H. (2015). Estimación de riesgo en infantes de comunidades ribereñas del río Grijalva y Usumacinta por exposición oral a cadmio, cromo, plomo y manganeso por consumo de *Pterygoplichthys* spp. Tesis de Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural. Colegio de la Frontera Sur.

Lundberg, J. G., Sullivan, J. P., Rodiles, R., Hendrickson, D. 2007. Discovery of African Roots for the Mesoamerican Chiapas Catfish, *Lacantunia enigmatica*, Requires an Ancient Intercontinental Passage, Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia 156: 39-53.

Mackay, E.B., Feuchtmayr, H., De Ville, M.M., Thackeray, S. J., Callaghan, N., Marshall, M., Rhodes, G., Yates, C.A., Johnes, P.J., Maberly, S.C. 2020. Dissolved organic nutrient uptake by riverine phytoplankton varies along a gradient of nutrient enrichment. Elsevier. Science of the Total Environment 722 137837.

Marchain-Castillo, M. L., Ruiz-Fernández, A. C., Alonso-Rodríguez, R., Sánchez-Cabeza, J. A., Gío-Argáez, F. R., Rodríguez-Ramírez, A., Villegas-Hernández, R., Mora-García, A. I., Fuentes-Sánchez, A. P., Cardoso-Mohedano, J. G., Hernández-Becerril, D. U., Esqueda-Lara, K., Santiago-Pérez, S., Gómez-Ponce, M. A., Pérez-Bernal, L. H. 2020. Anthropogenic and natural impacts in the marine area of influence of the Grijalva-Usumacinta River (Southern Gulf of Mexico) during the last 45 years. Elsevier. *Marine Pollution Bulletin* 156:111245.

March-Mifsut, I., Castro, M. 2010. La cuenca del río Usumacinta: Perfil y perspectivas para su conservación y desarrollo sustentable. En: Cotler, H. *Las cuencas hidrográficas de México*. p. 193-197.

Marino, R. W., Howarth, R. 2009. Nitrogen fixation. En: Likens. 2009. *Encyclopedia of Inland Waters*. First Edition. Ed. Elsevier Bost. p. 392-399.

McEldowney, S., Hardman, S.D., Waite, S. 1993. *Pollution: Ecology and Biotreatment*. Longman Scientific y Technical. Pp 135-157.

Meybeck, M. 2009. Fluvial Export. En: Likens, G. E. *Biogeochemistry of inland waters*. Elsevier. Estados Unidos. p. 118-130.

Montes de Oca, R. E., Castro, E., Ramírez-Martínez, C., Naime, J., Carabias, J. (2015). Características socioeconómicas del municipio Marqués de Comillas. En: Carabias, J., dela Maza, J y Cadena, R. (coords.). *Conservación y desarrollo sustentable en la Selva Lacandona. 25 años de actividades y experiencias*, México, Natura y Ecosistemas Mexicanos. México.

Morán-Zenteno, D. J., Martiny, B., Tolson, G., Solís Pichardo, G., Alba Aldave, L., Hernández-Bernal, M. del S., Macías Romo, C., Martínez Serrano, R.G., Schaaf, P., Silva Romo, G., 2000. Geocronología y características geoquímicas de las rocas magmáticas terciarias de la Sierra Madre del Sur: *Bol. de la Sociedad Geológica Mexicana*, T. LIII, No. 1, p. 27-58.

Narashimham, N. R. 2009. Hydrological cycle and water budgets. En: Likens, G. E. *Biogeochemistry of inland waters*. Elsevier. Estados Unidos. p. 51-67.

Ogden, C. J., Knoder, E. C., Sprunt, A. 1988. *Colonial Wading Bird Populations in the Usumacinta Delta, México*, Ornithological Research Unit, National Audubon Society.

Oliveira de Aguiar Netto, A., Borges García, C. A., Do-Patrocínio, A. J., Ferreira R. A., y Gonzaga da Silva, M. 2013. Physical and chemical characteristics of water from the hydrographic basin of the Poxim River, Sergipe State, Brazil. *Springer. Environmental Monitoring and Assessment*. 185.

Olvera-Viascán, V. Bravo-Inclán, L., Sánchez-Chávez, J. 1998. Aquatic ecology and management in Valle de Bravo reservoir and its watershed. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. 1:277-290.

Padilla y Sánchez, R. J. 2007. Evolución geológica del Sureste mexicano, desde el Mesozoico al presente, en el contexto regional del Golfo de México. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana 11(1): 19-42, 2007.

Pat-Walsh, C., Wilson, S. R., Naylor, T., Griffith, D. W. T., Denmead, O. T. 2011. Transport of NO_x Emissions from Sugarcane Fertilisation into the Great Barrier Reef Lagoon. Springer. Environ Model Assess 16:441–452.

Primack, R. B., Bray, D., Galletti, H. A., Ponciano, I. 1998. Timber, Tourist and Temples: Conservation and Development in the Maya Forest of Belize, Guatemala and Mexico, Island Press, Washington, D.C.

Pujo-Pay, M., Raimbault P. 1994. Improvement of the wet oxidation procedure for simultaneous determination of particulate organic nitrogen and phosphorus collected on filters. Mar Ecol Prog Ser. 105:203-207.

Richter, M. 2000. The ecological crisis in Chiapas: A case study from Central America. Mountain Research and Development 20(4): 332-339.

Rodiles, R., Hendrickson, D., Lundberg, J., Humpries, J. 2005. *Lacantunia enigmatica* (Teleostei: Siluriformes) a New and Phylogenetically Puzzling Freshwater Fish from Mesoamerica, Zootaxa 1000: 1-24.

Rzendowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa.

SEDESOL. 2013. Catálogo de localidades. Consultado el 20 de mayo del 2021 en: <http://www.microrregiones.gob.mx/>.

SEMARNAT, 2016. Ley Federal de Derechos. Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales 2016. Consultado en: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/105138/Ley_Federal_de_Derechos.pdf.

Soria-Barreto, M., González-Díaz, A. A., Castillo-Domínguez, A., Álvarez-Pliego, N., Rodiles-He Rev. Mex. Biodiv. vol.89 Hernández, R. 2018. Diversity of fish fauna in the Usumacinta Basin, Mexico. Rev. Mex. Biodiv. vol.89.

Strauss, E.A., Richardson, W.B., Bartsch, L.A., Cavanaugh, J.C., 2011. Effect of habitat type on in-stream nitrogen loss in the Mississippi River. River Syst. 19, 261–269.

Sukholodov, A.N., Kozerski, H-P, Rhoads, B.L. 2009. Currents in Rivers. En: Likens, G. E. Biogeochemistry of inland waters. Elsevier. Estados Unidos. 239-246.

TNC. 2006. Plan Ecorregional de las Selvas Maya, Zoque y Olmeca. The Nature Conservancy. The Nature Conservancy, San José, Costa Rica.

Thompson, R. L., Lassaletta, L., Patra, P. K., Wilson, C., Wells, K. C., Gressent, A., Koffi, E. N., Chipperfield, M. P., Winiwarter, W., Davidson, E. A., Tian, H., Canadell, J. G.

2019. Acceleration of global N₂O emissions seen from two decades of atmospheric inversion. *Nature*. Vol. 9. p. 993-998.

Saavedra, A., Castellanos, L. 2013. Estudio “La clasificación fisiográfica de la región de la Cuenca del río Usumacinta”, CentroGeo-Fordecyt (inédito).

Saavedra-Guerrero, A., López-López, D.M, Castellanos Fajardo, L.A. 2016. Apéndice 1. El medio físico de la Cuenca Media del Río Usumacinta-México. *Natura*. 582-612.

Sánchez, A. J., Salcedo, M.A., Florido, R., Mendoza, J., Ruíz-Carrera, V., Álvarez-Pliego, N. 2015. Ciclos de inundación y conservación de servicios ambientales en la cuenca baja de los ríos Grijalva-Usumacinta. *ContactoS* 97, p.5-14.

Sánchez-Montes de Oca, R. 1980. Geología petrolera de la Sierra de Chiapas: Bol. Asoc. Mex. Geol. Petrol., Vol. 31, Nos. 1-2, p. 67-77.

UACH. 1978. Fisiografía, geología. Centro Regional Tropical Puyacatengo, Teapa, Tabasco, p. 29.

Tiner, R. W. 2009. Wetland hidrology. En: Likens, G. E. Biogeochemistry of inland waters. Elsevier. Estados Unidos. p. 194-205.

Valderrama, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar.Chem.*10:109-122.

Walling, D.E. 2006. Human impact on land-ocean sediment transfer by the world's rivers. *Geomorphology* 79: 192-216.

Wednerkar, P. D., Santos, I. R., Looman, A., Sanders, C. J., White, S., Tucker, J. P., Holloway, C. 2019. Significant nitrate attenuation in a mangrove-fringed estuary during a flood-chase experiment. *Environmental Pollution* 253 1000-1008.

Yamazaki, Y., Muneoka, T., Okazawa, H., Kimura, M., Tsuji, O. 2017. Influence of the agricultural land agglomeration to the nutrients of the river water in the Tokachi River basin. *Springer. Paddy Water Environ* 15:277-290.

Yañez-Arancibia, A., Day, J. W., Twilley, R. R., Day, R. H. 2014. Manglares: ecosistema centinela frente al cambio climático, Golfo de México. *Madera y Bosques* 20(3):39-75.

9. ANEXOS
ANEXO 8.1 FIGURAS

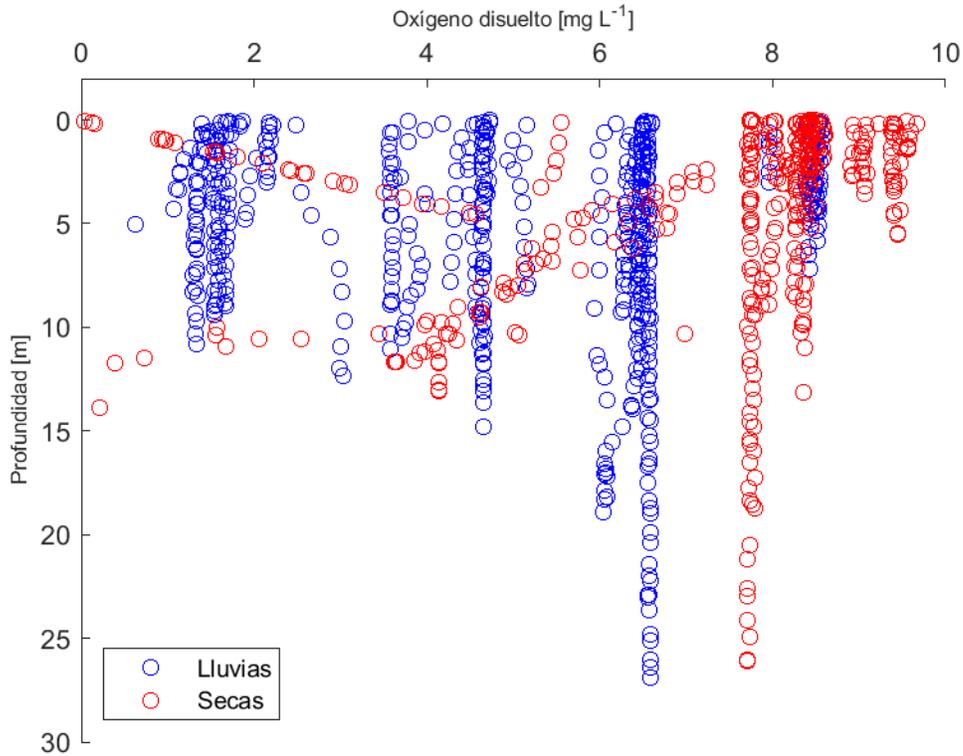


Figura 1. Gráfico de dispersión de Oxígeno disuelto [mg L⁻¹] - Profundidad [m] para todos los datos recabados durante lluvias (2017) y secas (2018).

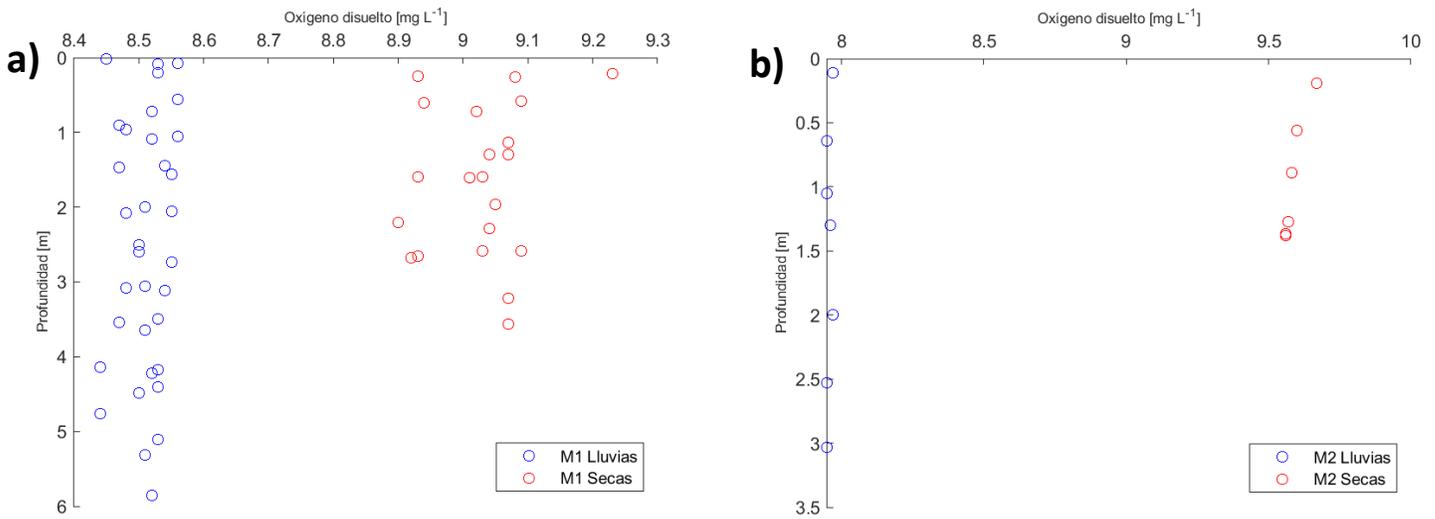


Figura 2. Gráficos de dispersión de Oxígeno disuelto [mg L⁻¹] - Profundidad [m] para lluvias (2017) y secas (2018) por sitio en orden descendente: a) M1 y b) M2. Observar cambios en los valores de los ejes.

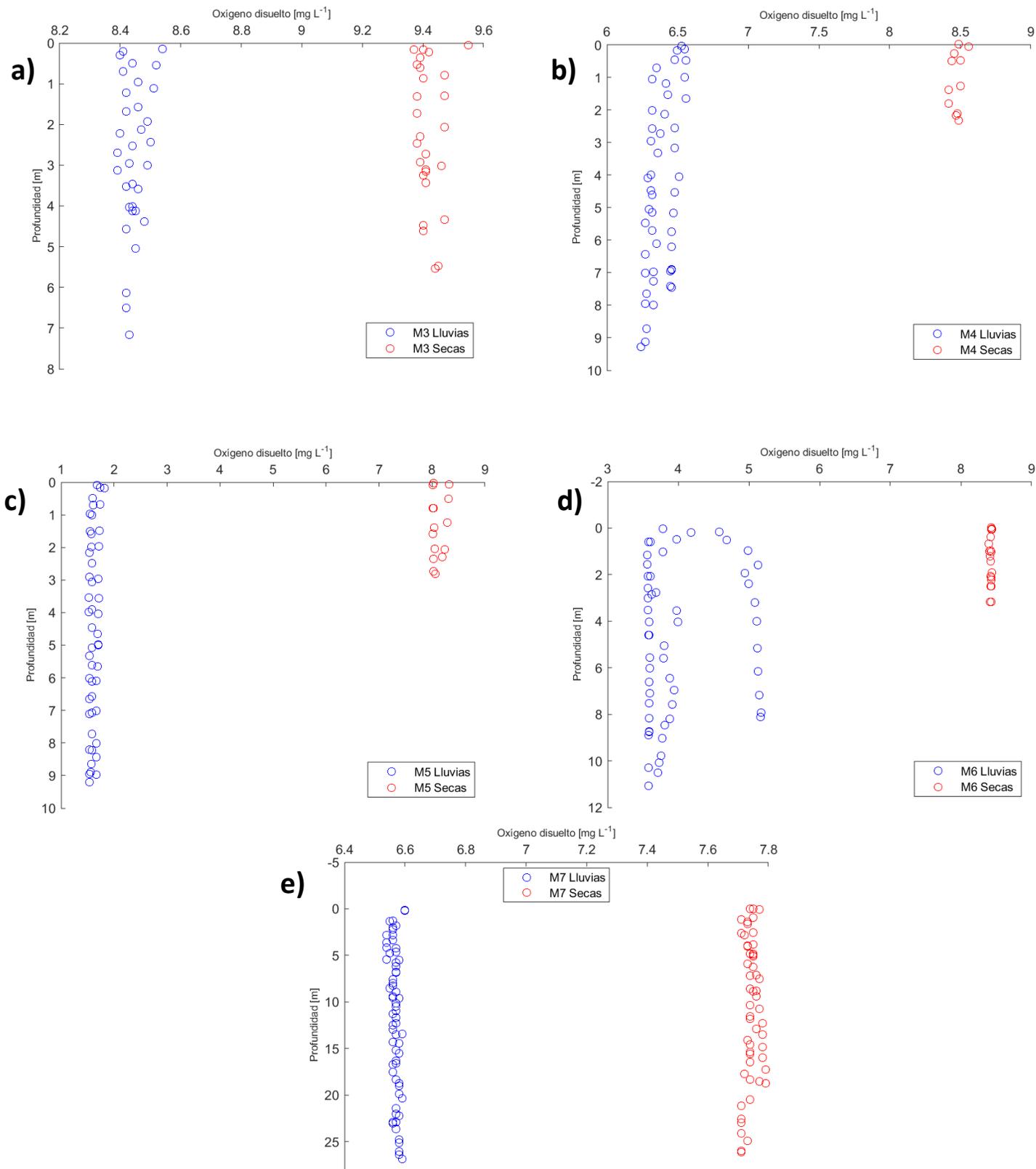


Figura 3. Gráficos de dispersión de Oxígeno disuelto [mg L⁻¹] - Profundidad [m] para lluvias (2017) y secas (2018) por sitio en orden descendiente: a) M3, b) M3, c) M5, d) M6 y e) M7. Observar cambios en los valores de los ejes.

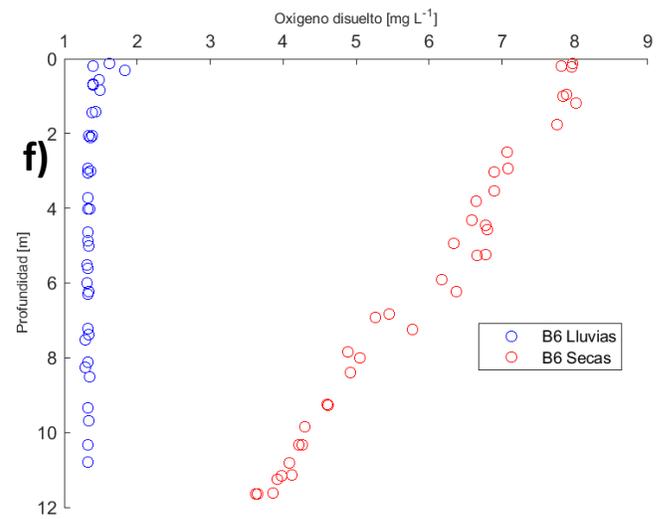
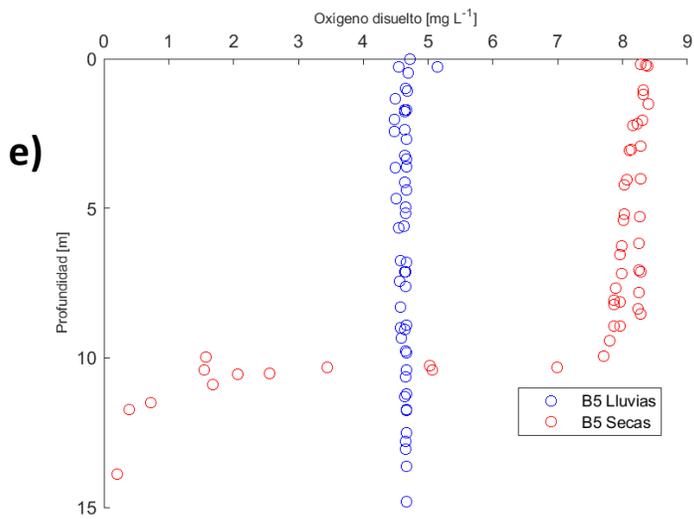
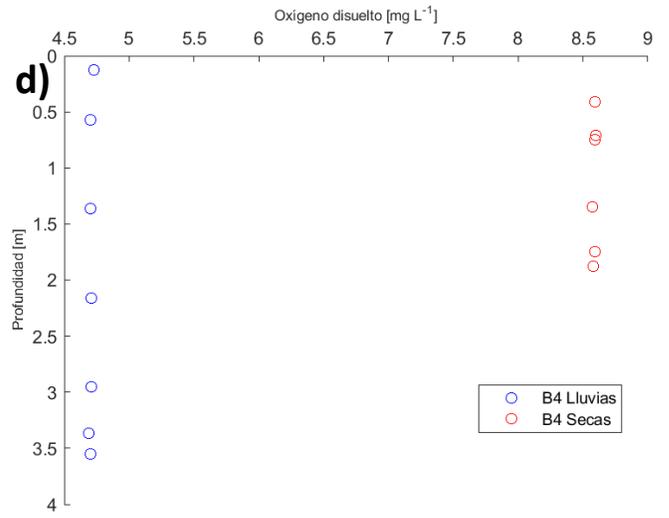
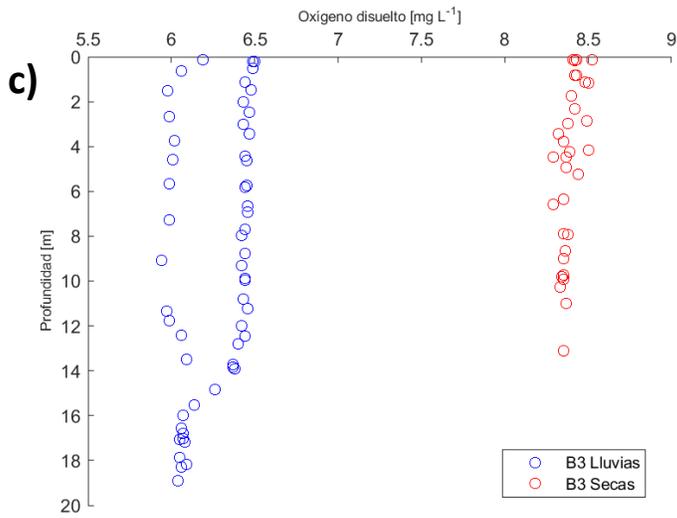
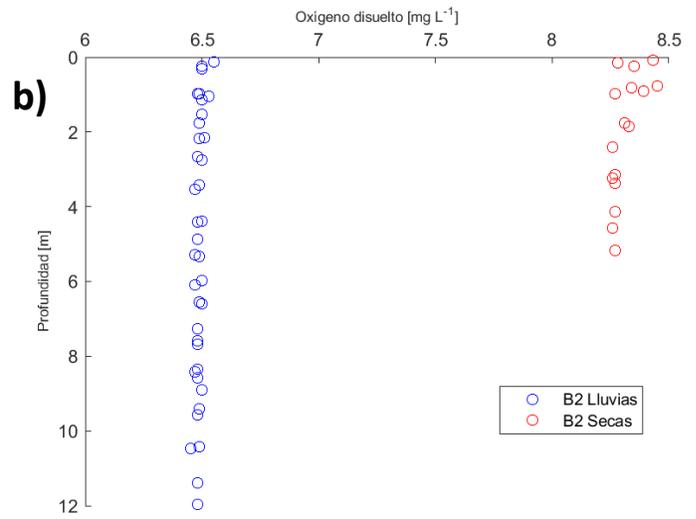
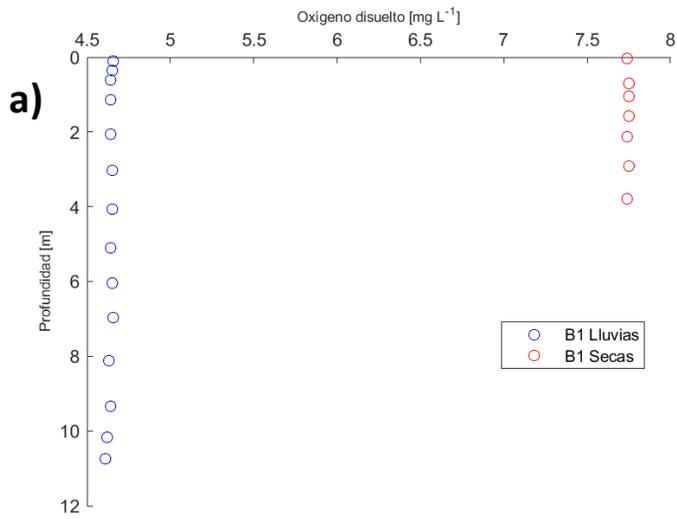


Figura 4. Gráficos de dispersión de Oxígeno disuelto [mg L^{-1}] - Profundidad [m] para lluvias (2017) y secas (2018) por sitio en orden descendiente: a) B1, b) B2, c) B3, d) B4, e) B5 y f) B6. Observar cambios en los valores de los ejes.

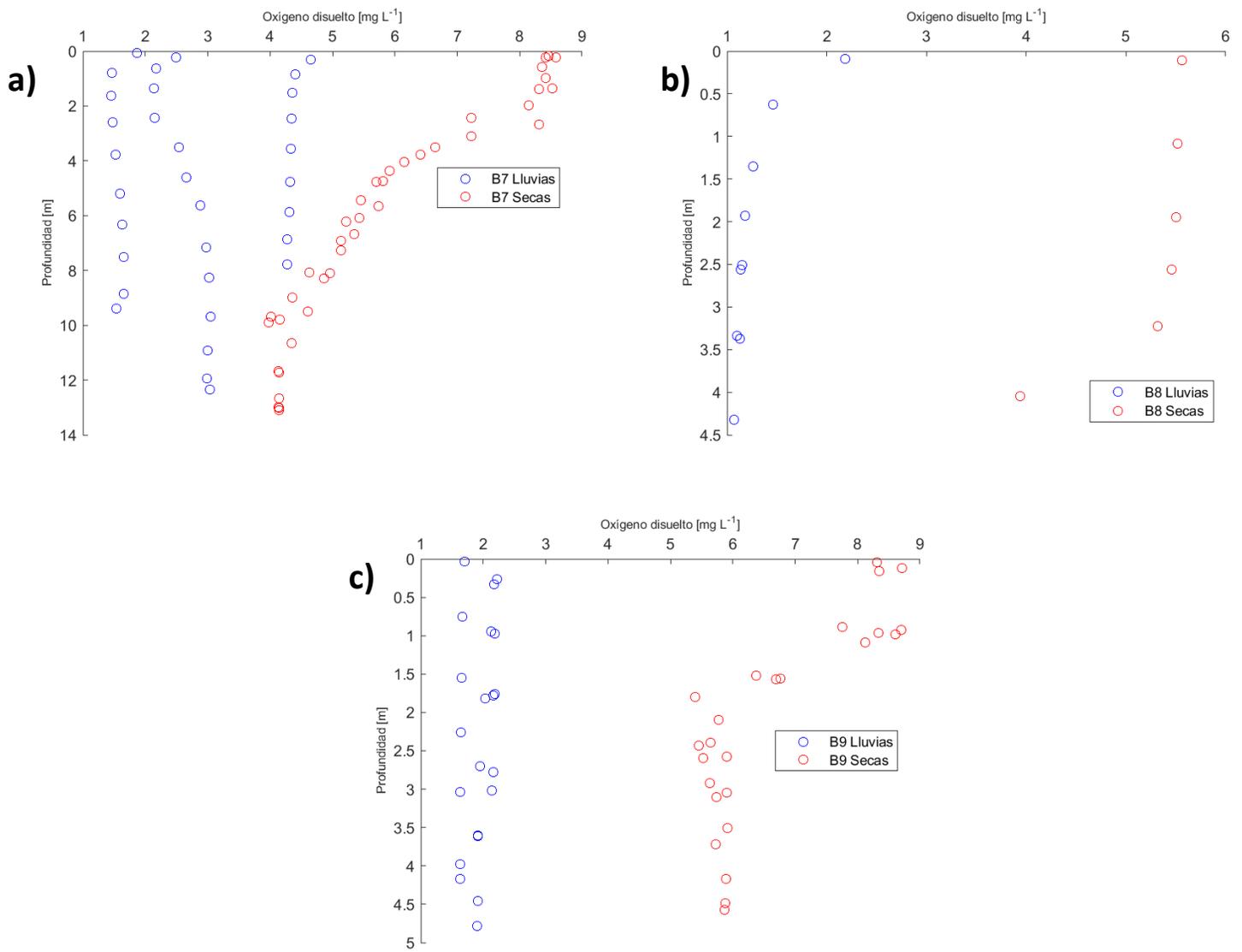


Figura 5. Gráficos de dispersión de Oxígeno disuelto [mg L^{-1}] - Profundidad [m] para lluvias (2017) y secas (2018) por sitio en orden descendiente: a) B7, b) B8 y c) B9. Observar cambios en los valores de los ejes.

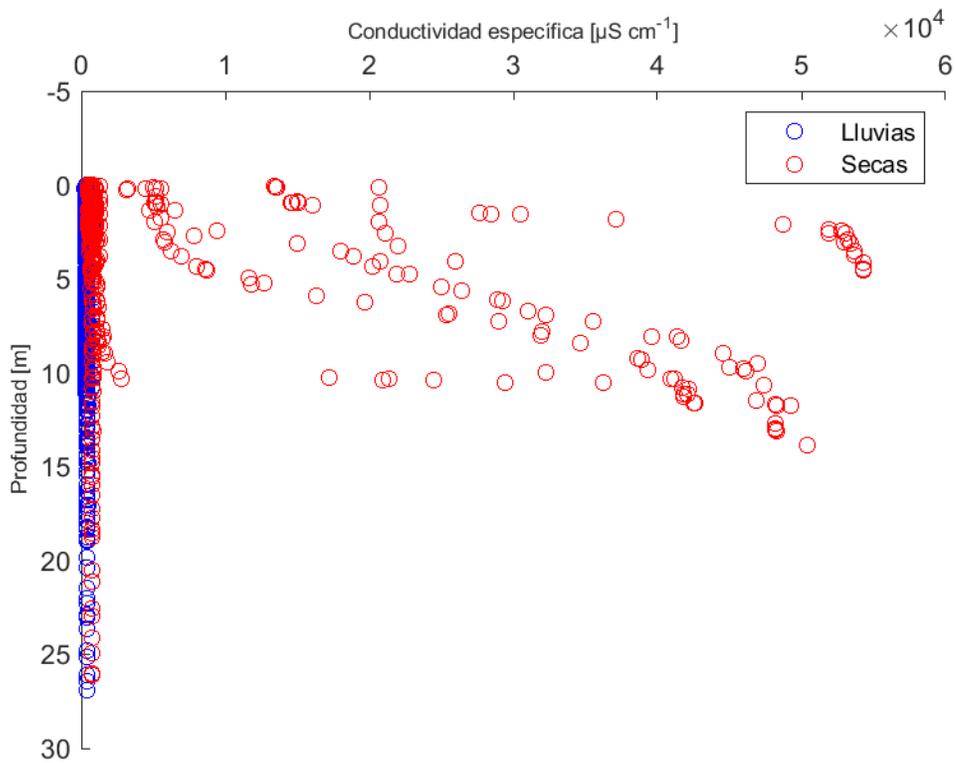


Figura 6. Gráfico de dispersión de Conductividad específica [$\mu\text{S cm}^{-1}$] - Profundidad [m] para todos los datos recabados durante lluvias (2017) y secas (2018).

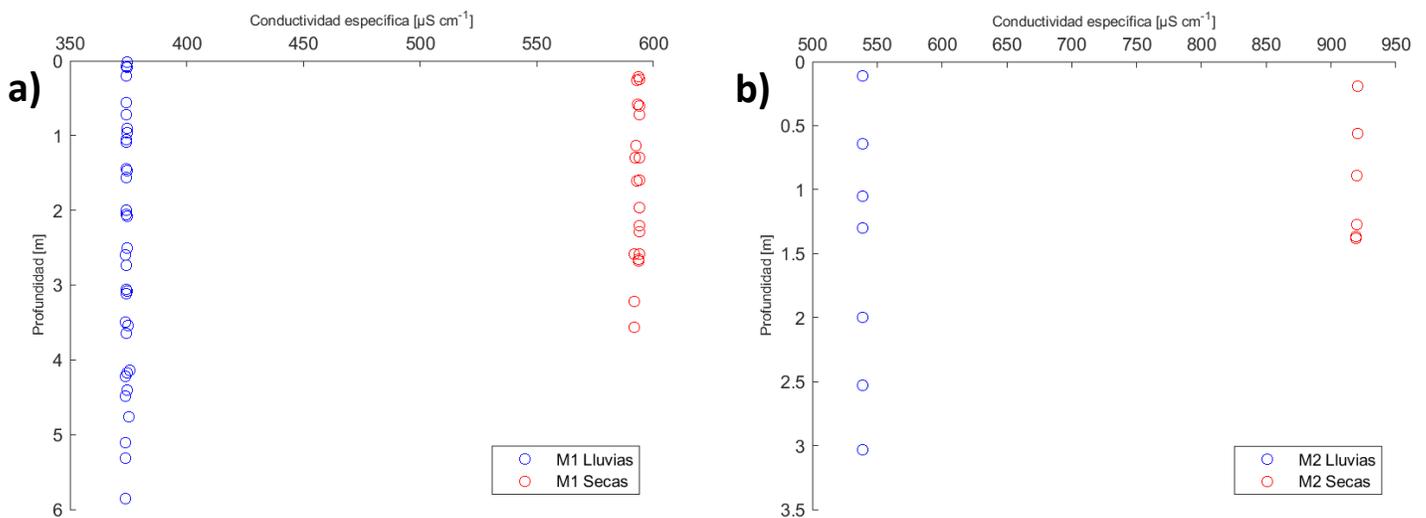


Figura 7. Gráficos de dispersión de Conductividad específica [$\mu\text{S cm}^{-1}$] - Profundidad [m] para lluvias (2017) y secas (2018) por sitio en orden descendiente: a) M1 y b) M2. Observar cambios en los valores de los ejes.

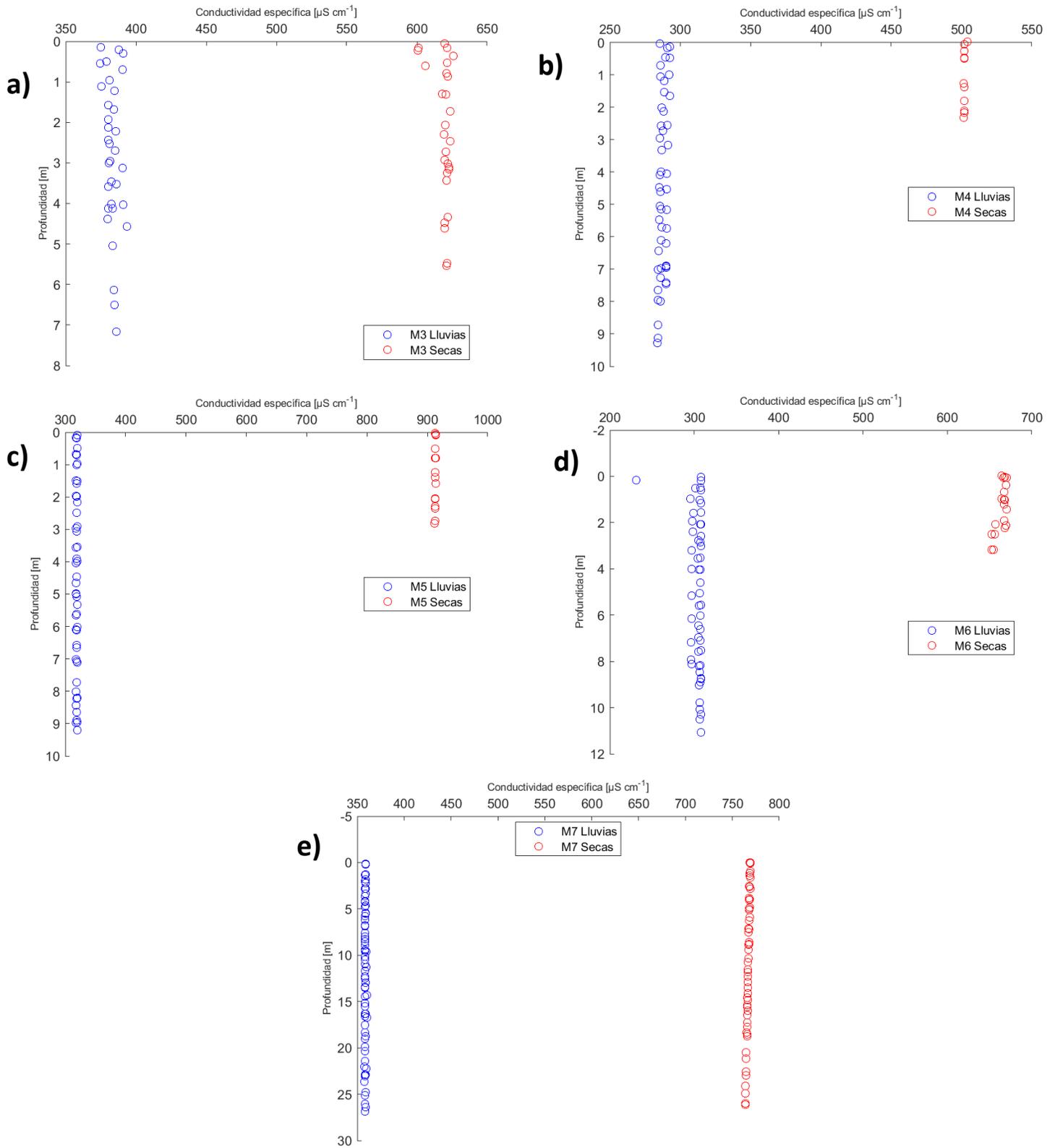


Figura 8. Gráficos de dispersión de Conductividad específica [$\mu\text{S cm}^{-1}$] - Profundidad [m] para lluvias (2017) y secas (2018) por sitio en orden descendiente: a) M3, b) M4, c) M5, d) M6 y e) M7. Observar cambios en los valores de los ejes.

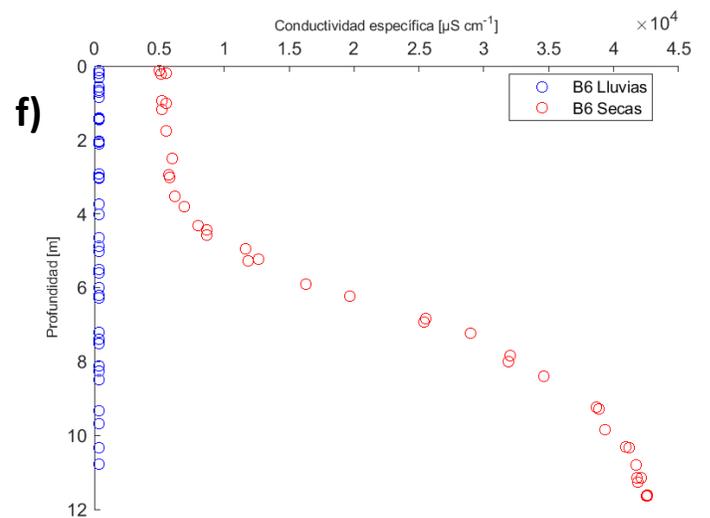
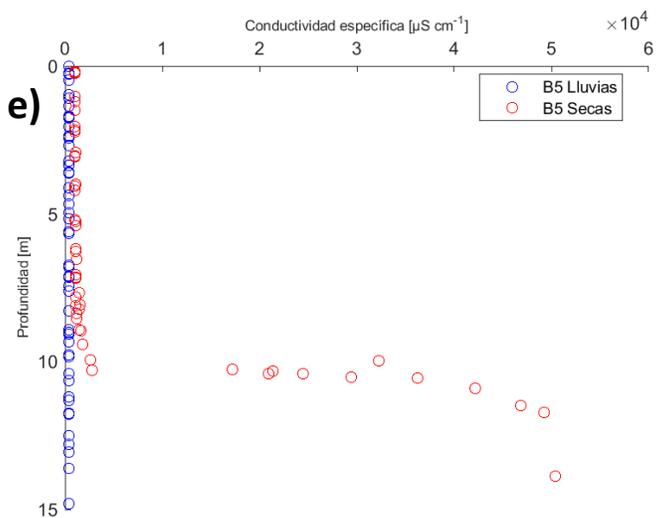
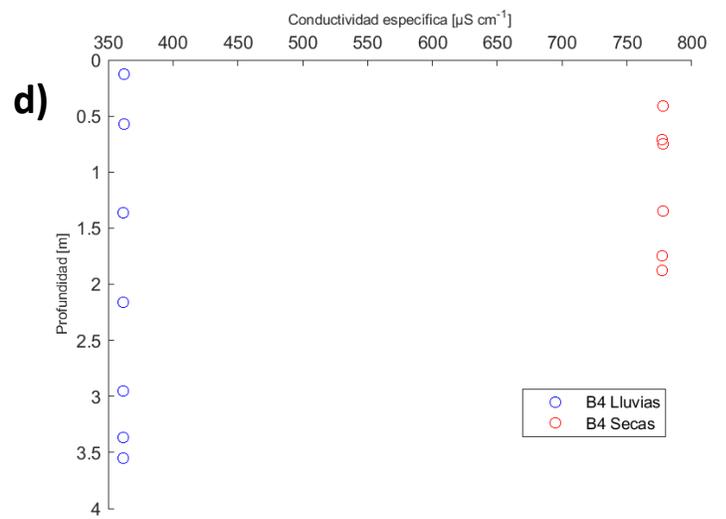
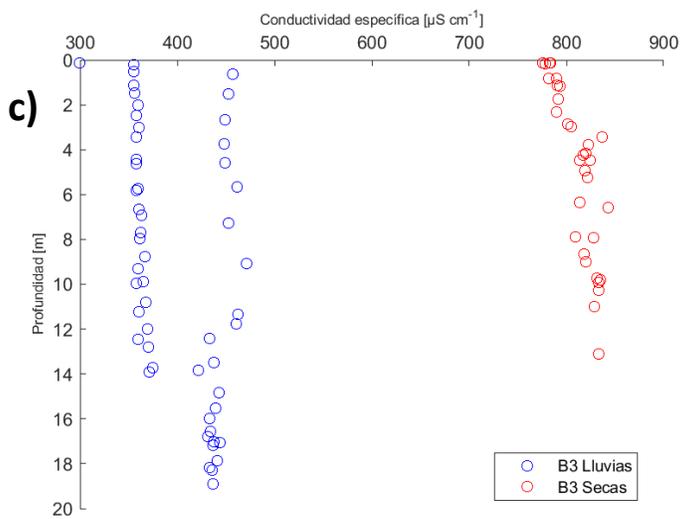
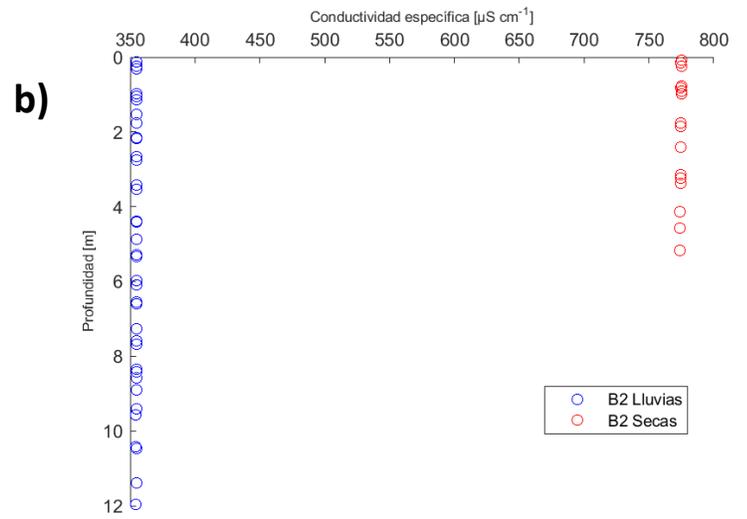
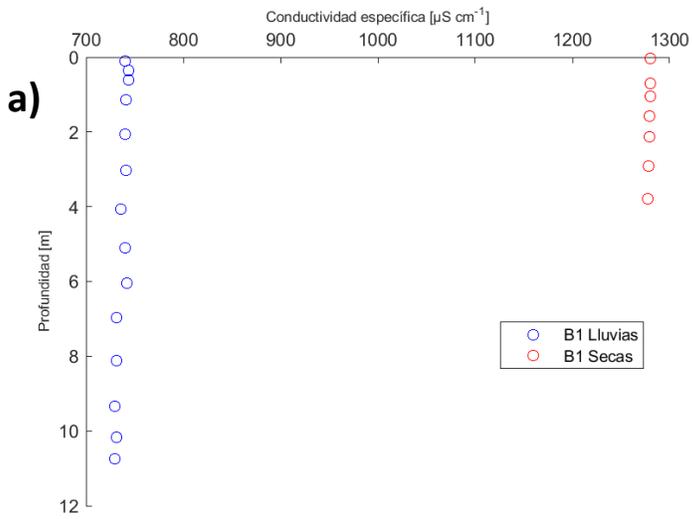


Figura 9. Gráficos de dispersión de Conductividad específica [$\mu\text{S cm}^{-1}$] - Profundidad [m] para lluvias (2017) y secas (2018) por sitio en orden descendente: a) B1, b) B2, c) B3, d) B4, e) B5 y f) B6. Se marcan en rojo los sitios de ríos tributarios. Observar cambios en los valores de los ejes.

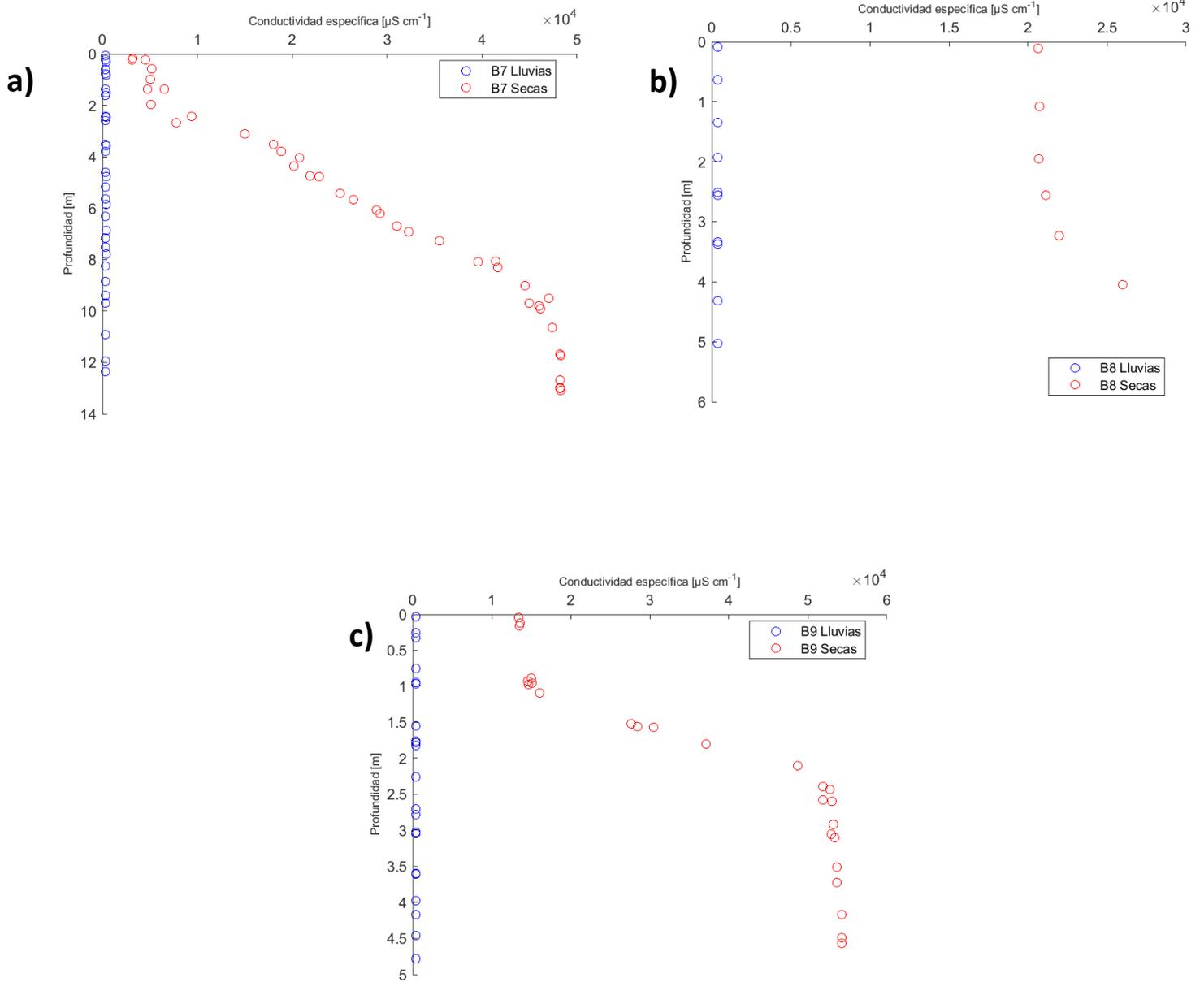


Figura 10. Gráficos de dispersión de Conductividad específica [$\mu\text{S cm}^{-1}$] - Profundidad [m] para lluvias (2017) y secas (2018) por sitio en orden descendente: a) B7, b) B8 y c) B9. Observar cambios en los valores de los ejes.

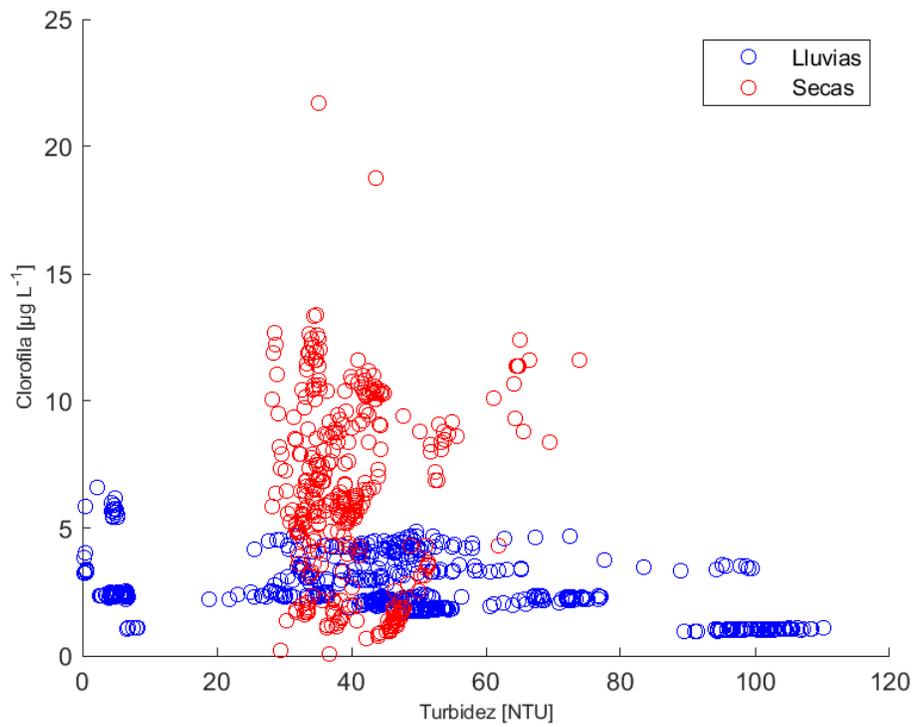


Figura 11. Gráfico de dispersión de Turbidez [NTU] - Clorofila [$\mu\text{g L}^{-1}$] para todos los datos recabados durante lluvias (2017) y secas (2018).

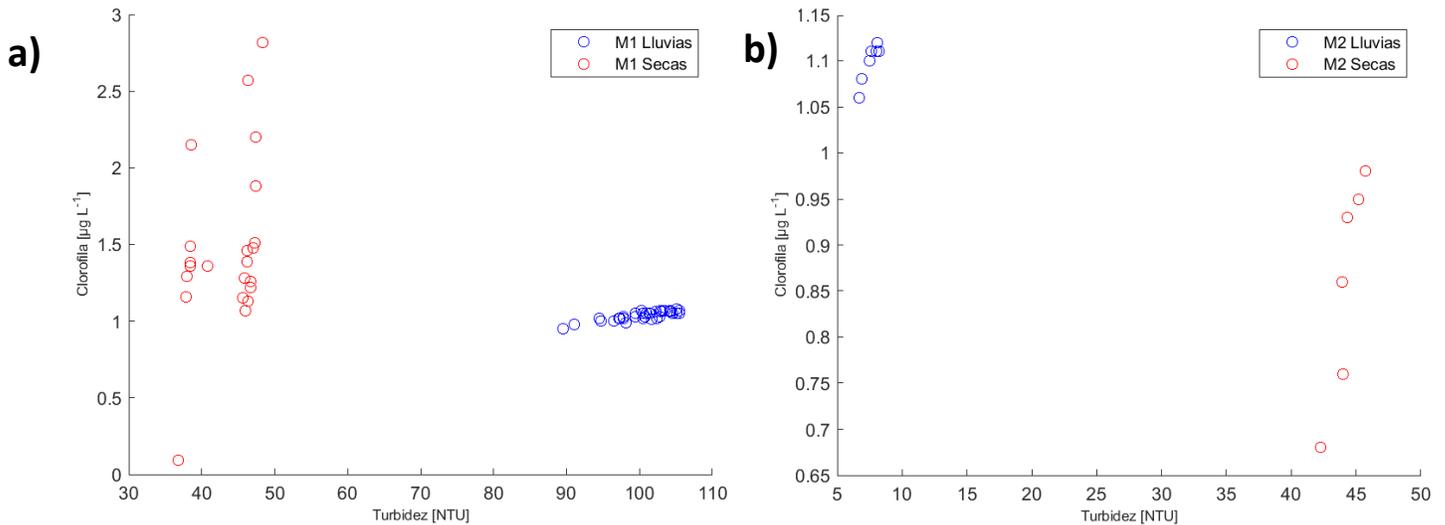


Figura 202. Gráficos de dispersión Turbidez [NTU] - Clorofila [$\mu\text{g L}^{-1}$] para lluvias (2017) y secas (2018) por sitio en orden descendente de cuenca media a cuenca baja: a) M1 y b) M2. Observar cambios en los valores de los ejes.

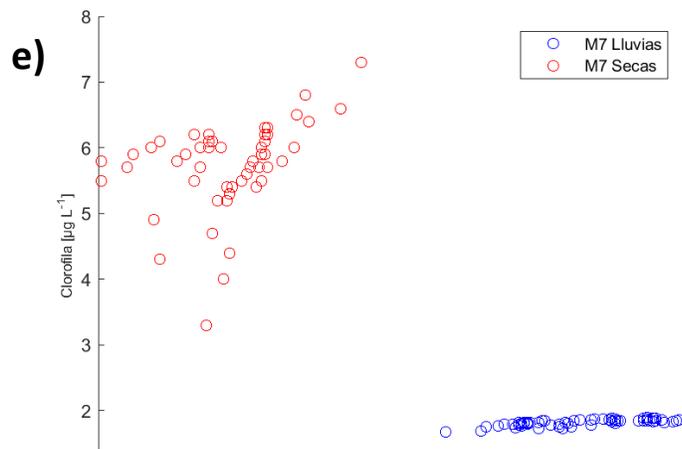
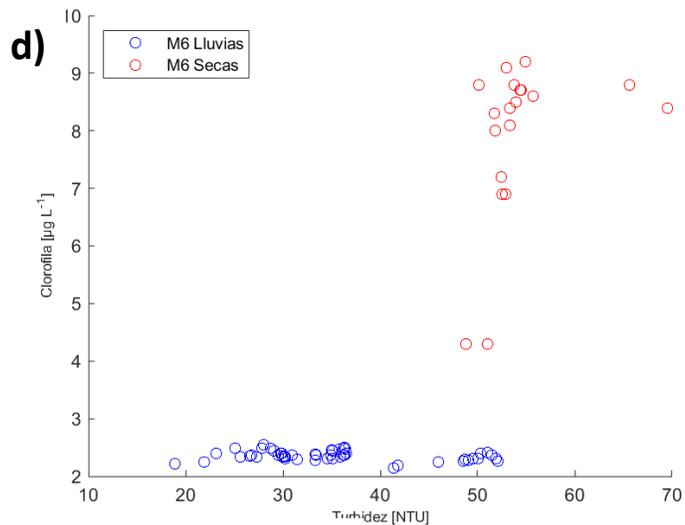
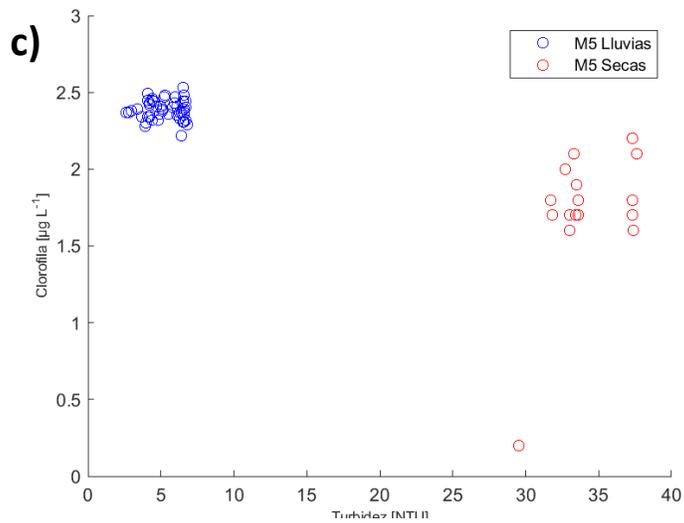
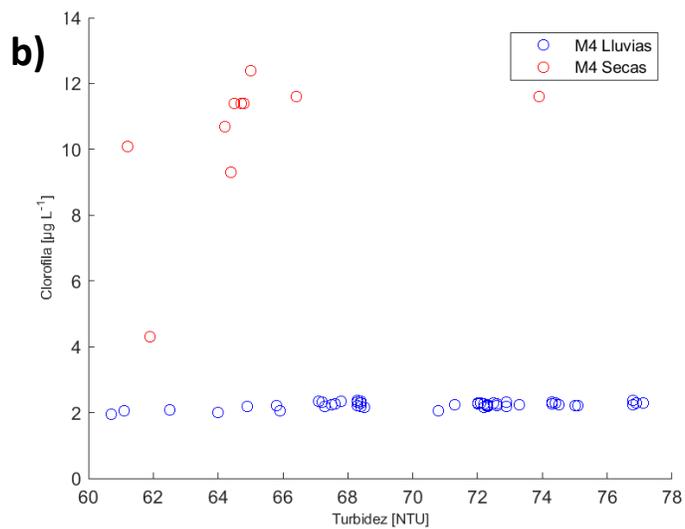
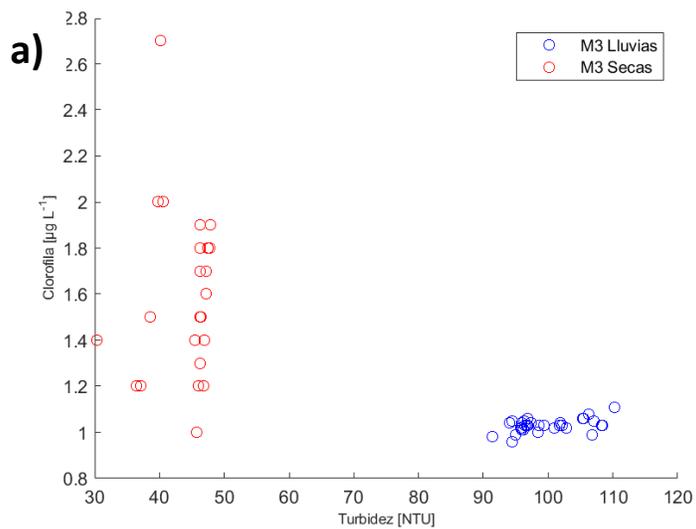


Figura 13. Gráficos de dispersión Turbidez [NTU] - Clorofila [$\mu\text{g L}^{-1}$] para lluvias (2017) y secas (2018) por sitio en orden descendente de cuenca media a cuenca baja: a) M3, b) M4, c) M5, d) M6 y e) M7. Observar cambios en los valores de los ejes.

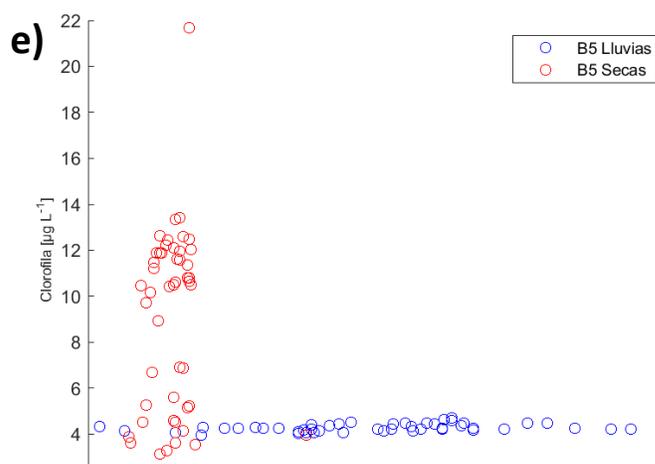
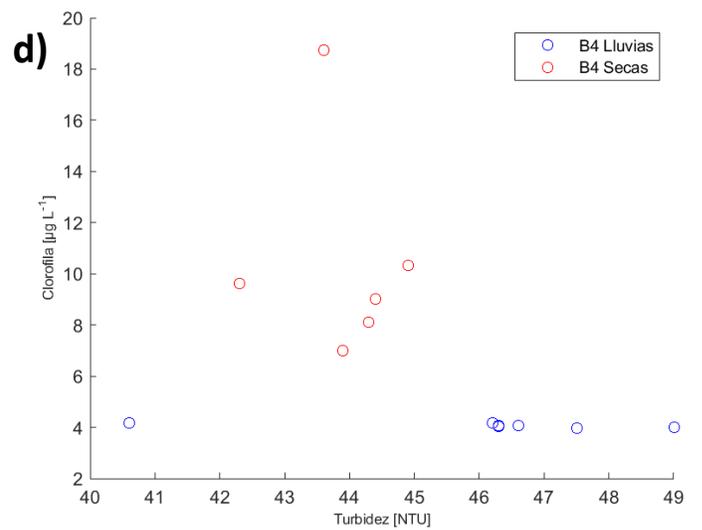
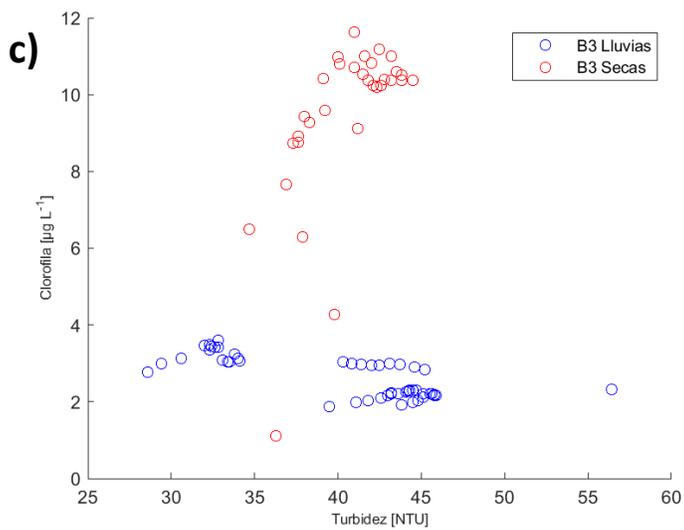
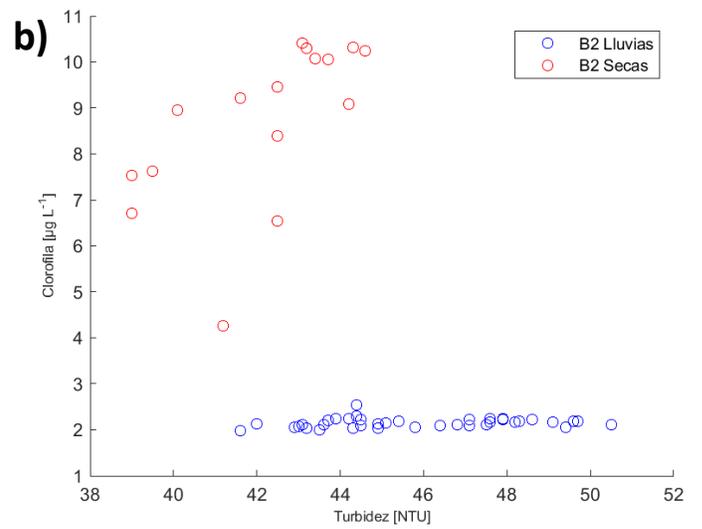
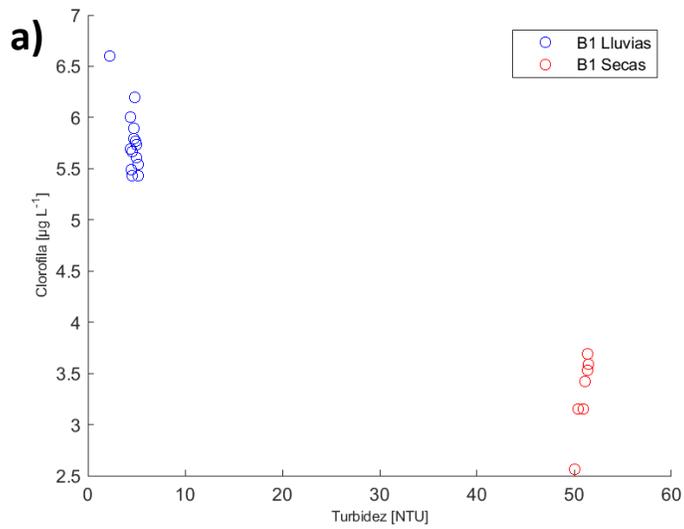


Figura 14. Gráficos de dispersión Turbidez [NTU] - Clorofila [$\mu\text{g L}^{-1}$] para lluvias (2017) y secas (2018) por sitio en orden descendente de cuenca media a cuenca baja: a) B1, b) B2, c) B3, d) B4 y e) B5. Observar cambios en los valores de los ejes.

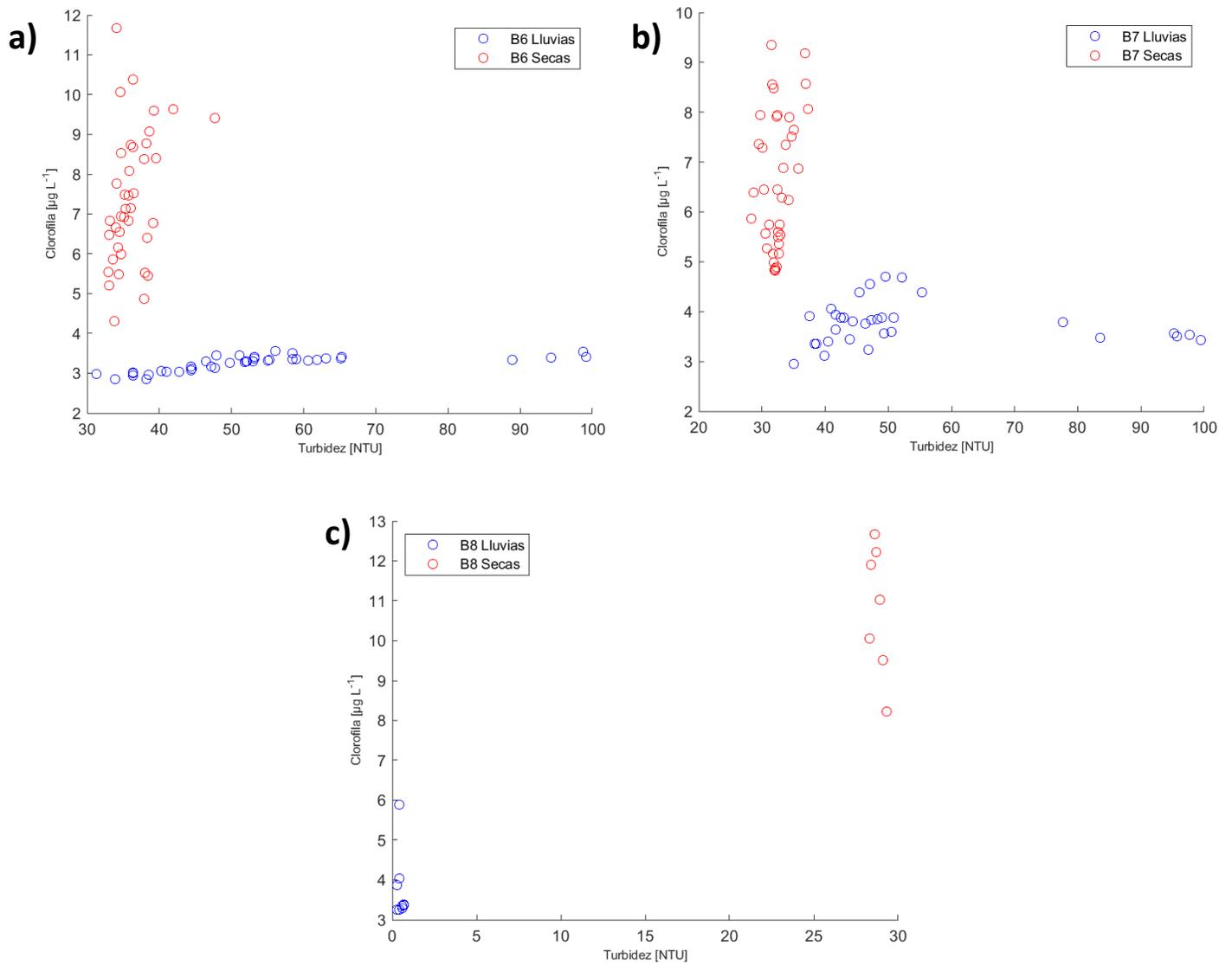


Figura 15. Gráficos de dispersión Turbidez [NTU] - Clorofila [$\mu\text{g L}^{-1}$] para lluvias (2017) y secas (2018) por sitio en orden descendente de cuenca media a cuenca baja: a) B6, b) B7 y c) B8. Observar cambios en los valores de los ejes.

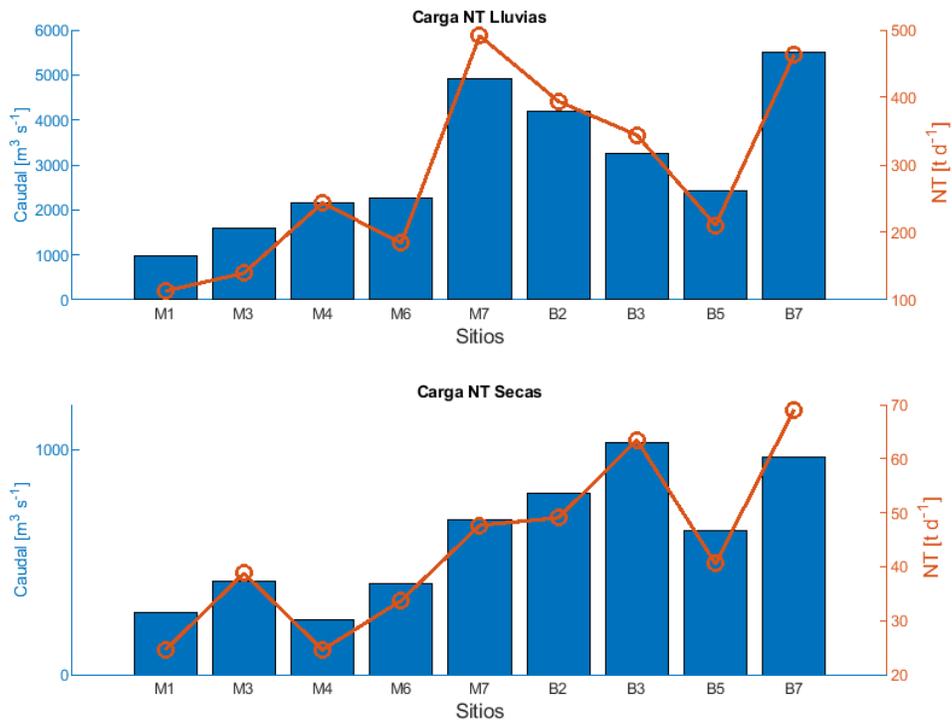


Figura 16. Cargas de nitrógeno total [$t d^{-1}$] calculadas para la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) sobre el río principal de la cuenca (eje derecho). Caudales asociados [$m^3 s^{-1}$] (eje izquierdo).

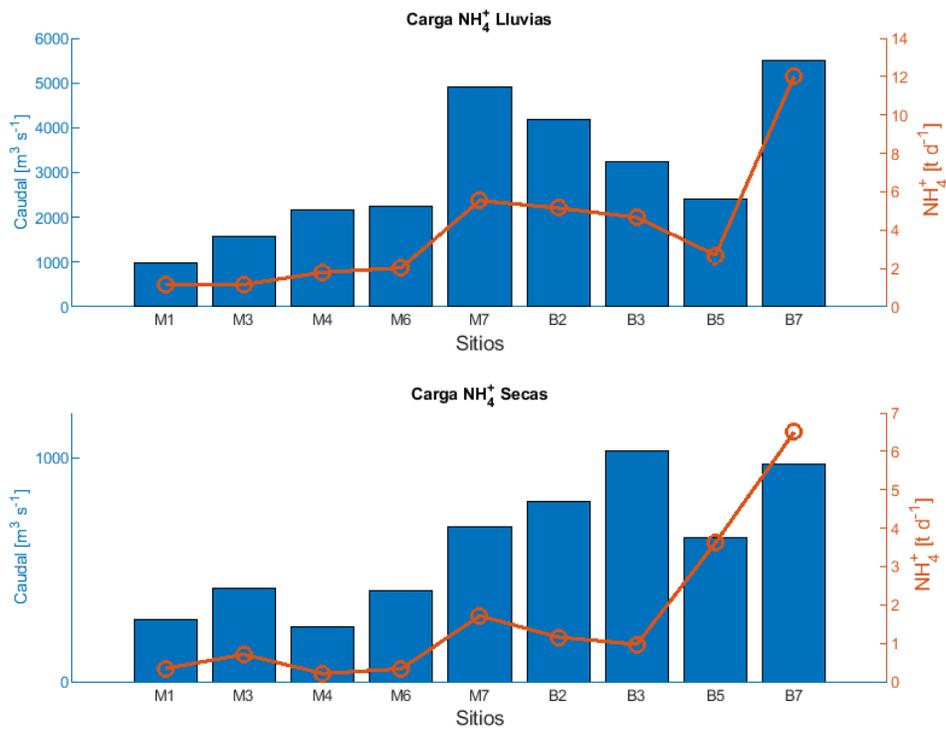


Figura 17. Cargas de amonio [$t d^{-1}$] calculadas para la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) sobre el río principal de la cuenca (eje derecho). Caudales asociados [$m^3 s^{-1}$] (eje izquierdo).

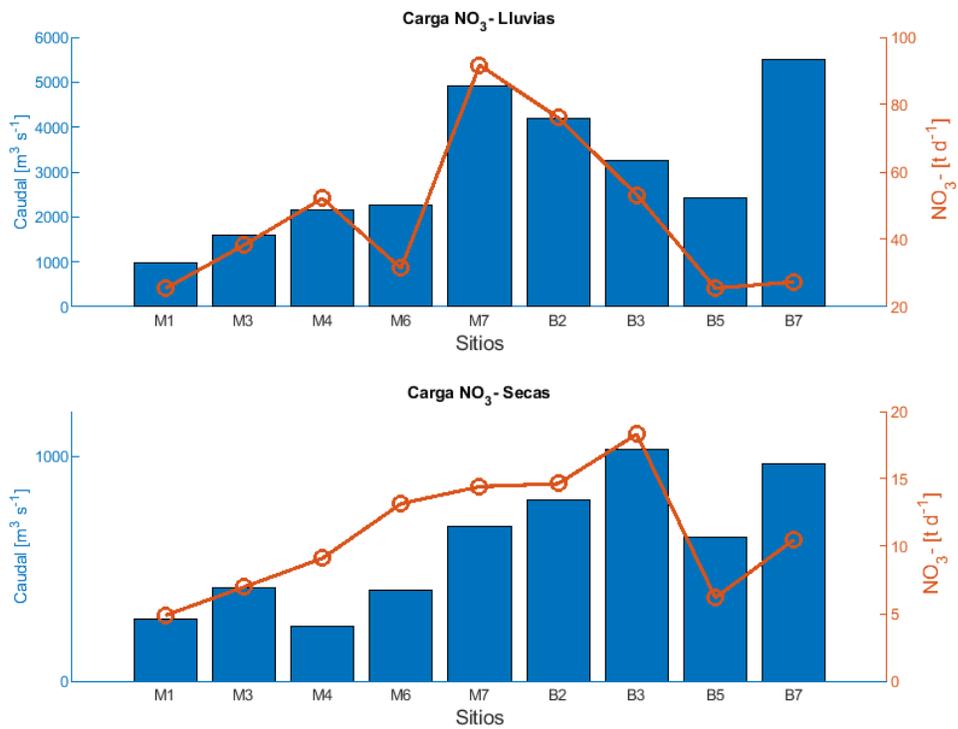


Figura 18. Cargas de nitrato [t d⁻¹] calculadas para la temporada de lluvias (2017) y secas (2018) sobre el río principal de la cuenca (eje derecho). Caudales asociados [m³ s⁻¹] (eje izquierdo).

ANEXO 8.2 TABLAS

Tabla 1. Aspectos socio-económicos de los sitios implicados en el presente estudio.

Sitio	Clave	Descripción
Lacantún	M1	Sitio ubicado dentro de la subcuenca Río Alto Usumacinta, la cual cuenta con un total de 2 514 localidades y en las que habitan un total de 613 669 personas ¹ . El sitio de muestreo se ubicó en las cercanías del municipio Marqués de Comillas, el cual es uno de los ejemplos más claros de colonización de la selva de las últimas décadas ² ; es de esperarse que dicho proceso demográfico transforme de forma importante el paisaje. Los sitios M1, M2 y M3 se localizaron entre los límites del municipio Marqués de Comillas y la Reserva de la Biósfera Montes Azules, donde se resguarda entre muchas otras especies en peligro de extinción, a la guacamaya roja (<i>Ara macao</i>), y donde también se ha llevado a cabo investigación que arroja la existencia de innumerables especies endémicas de alto valor ² .
Tzendales	M2	Este sitio es el que más "adentro" se encuentra de la Reserva de la Biósfera Montes Azules. Cabe destacar que al noroeste, oeste y suroeste de la reserva también se han dado procesos de invasión territorial, mismos que provocan modificación del uso de suelo, convirtiendo terreno de selva en pastizales y terreno para la agricultura. Procesos de desmonte e invasión siguen ocurriendo ² .
Lacantún-Tzendales mezcla	M3	Sitio ubicado también dentro de la subcuenca Alto Usumacinta ¹ . Se sabe que desde hace más de 25 años se han realizado actividades de exploración de hidrocarburos que se han ido trasladando hacia la zona Lacandona y Marqués de Comillas, a la vez de que la apertura de caminos es cada vez mayor ² . También, en la Selva Lacandona la extracción comercial de madera data desde el siglo XIX y continúa hasta la fecha, pero desafortunadamente sigue siendo aprovechada bajo modelos de explotación no sustentables o bien de forma ilegal ² .
Chixoy	M4	La subcuenca Río Salinas posee dentro de sí al río Chixoy, el cual drena principalmente en territorio guatemalteco y termina convirtiéndose en el río Usumacinta (río de mayor orden de la cuenca) en lo que se suele ubicar como subcuenca Usumacinta Medio ¹ . En dicha subcuenca se encuentra un total de 1 724 localidades y 604 610 habitantes ¹ . Guatemala ha concesionado algunos yacimientos cercanos a la zona fronteriza con México (río Salinas), construyendo incluso un oleoducto que ya efectúa extracción ¹ . La localidad más cercana al sitio de muestreo es el municipio Benemérito de las Américas, el cual cuenta con 20 193 habitantes ⁴ .

La Pasión	M5	La subcuenca del Río La Pasión cuenta con un total de 782 localidades y 189 743 habitantes ¹ , drenando en su totalidad dentro de territorio guatemalteco. Dicho río va desde el margen de parteaguas de la cuenca hasta desembocar en el río Chixoy, mismo que al seguir su curso se convierte en el río Usumacinta. Actividad petrolera tiene amplia presencia dentro de la subcuenca ¹ . Se observan pequeñas áreas protegidas rodeadas de amplias áreas transformadas; se ha detectado que una de las principales razones de esta transformación del paisaje es la apertura de nuevas vías de comunicación ¹ .
Chixoy-La Pasión mezcla	M6	Este sitio se ubica en lo que se conoce como río Salinas, dentro de la subcuenca Usumacinta Medio, en el extremo sur de esta. También dentro del municipio Benemérito de las Américas, el cual presenta alto grado de marginación ⁵ . En 1990 se reportaba una población de 7 537 habitantes, por lo que es notable el crecimiento poblacional de la localidad, pues como anteriormente se menciona, ahora cuenta con un total de 20 193 habitantes ⁵ .
Boca de Cerro	M7	Sitio ubicado en el límite entre la subcuenca Usumacinta Medio y la subcuenca Bajo Usumacinta. La subcuenca Usumacinta Medio cuenca con un total de 273 localidades y 62 744 habitantes ¹ . Este sitio se ubicó en el municipio de Tenosique, uno de los municipios con mayor número de habitantes de toda la cuenca del Río Usumacinta, en el habitan 58 960 pobladores ⁵ , por lo que se espera la producción de elevadas cantidades de residuos urbanos e industriales posteriores al sitio de muestreo. Destaca la producción de zapatos, cinturones, bolsas, sillas de montar elaboradas en pieles de bovino, nutria, tigre, lagarto, iguana y culebra. En 2008 se declaró como Área Natural Protegida al Cañón del Río Usumacinta (DOF, 2008) ⁶ . En el municipio de Tenosique, también se ha encontrado presencia de metales pesados tales como el Cadmio, Plomo y Cromo ⁸ .
San Pedro	B1	La subcuenca Río San Pedro cuenta con un total de 557 localidades y 103 918 habitantes ¹ , en dicha subcuenca se encuentra el río San Pedro, el cual cruza casi a partir del parteaguas hasta encontrarse con el río Usumacinta, casi a la altura del río Chacamax. Esta subcuenca se encuentra en su mayoría dentro de territorio guatemalteco. El interés por el petróleo en la porción Guatemalteca se ha traducido en un complejo mapa de licitaciones para exploración y explotación en la zona. Estas actividades ya han tenido un grave impacto sobre todo en el Parque Nacional Laguna del Tigre ¹ . Por otro lado, la explotación de madera ha conseguido ciertos buenos resultados al implementarse concesiones forestales dentro de la Reserva de la Biósfera Maya. También se ha registrado la presencia de especies invasoras de peces, tales como el bagre acorazado ⁸ .

Balancán	B2	Sitio ubicado también dentro de la subcuenca Río San Pedro, en su territorio mexicano. El municipio de Balancán, dentro del que se encuentran los sitios B1, B2 y B3, contaba para el 2010 con un total de 56 739 habitantes, lo que la convierte en una de las localidades con mayor densidad poblacional de la cuenca. En esta zona es la ganadería extensiva la que domina los paisajes productivos. Las actividades agropecuarias arrasaron prácticamente con las selvas de esta zona.
San Pedro-Balancán mezcla	B3	Sitio ubicado dentro de la subcuenca Río San Pedro pero en las cercanías de la subcuenca Bajo Usumacinta. A nivel municipal (Balancán) se reconoce una disminución de 10 872 ha de cuerpos de agua, 477 ha de popales y tulares y 124 508 ha de selva durante el periodo de 1968 a 2000 (Manjarrez et al. 2007), cambios debidos a la presión de diversos factores como: la extracción selectiva de maderas preciosas, la colonización, la apertura de caminos y la expansión de la frontera agrícola y actualmente una fuerte conversión a ganadería (Estrada-Loreto, 2013). Se reporta que las actividades agrícolas productivas se realizan de manera temporal.
Pino Suarez	B4	Sitio ubicado dentro de la subcuenca Bajo Usumacinta. Dicha subcuenca cuenta con un total de 1 185 localidades y 201 548 habitantes. Nuestro sitio de muestreo se ubicó cerca del municipio Jonuta, el cual para el 2010 contaba con un total de 29 511 habitantes ⁵ . En la subcuenca a la que pertenece domina la agricultura de subsistencia de roza-tumba y quema, que aún utiliza importantes cantidades de diversos pesticidas y otros agroquímicos ⁸ . Las áreas dedicadas a una agricultura con fines comerciales incluyen los siguientes cultivos: maíz, calabaza, chile y frijol ¹ .
TB Usumacinta	B5	Sitio ubicado dentro de la subcuenca Bajo Usumacinta, dentro del municipio Centla. Pese al enorme potencial turístico que el propio Río Usumacinta tiene, particularmente como destino de turismo eco-arqueológico, éste no ha sido aprovechado ⁶ . En el río Usumacinta, en las inmediaciones del municipio de Centla, se han realizado estudios que demuestran la presencia de metales pesados, tales como Plomo, Cromo y Cadmio, siendo las concentraciones de este último mayores a las registradas en ríos aledaños a la ciudad Villahermosa, Tabasco ⁸ . Se cree que su origen es debido al aumento de actividad minera en la zona, misma que aumenta tasas de intemperismo, así como a la urbanización de la región. En el caso del Manganeso, se encontraron concentraciones mayores a las antes muestreadas en otros ríos con importante actividad industrial ⁸ .

TB Grijalva	B6	<p>Sitio ubicado en el límite de la cuenca del río Grijalva y la subcuenca Bajo Usumacinta. La cuenca del río Grijalva es una de las más extensas del país y el río Grijalva es uno de los más caudalosos del país. En el río Grijalva se encuentran cuatro presas hidroeléctricas que representan el 9% de la producción de electricidad a nivel nacional y el 39% de la producción de hidroelectricidad⁷. Además, se sabe que dentro de la cuenca del Grijalva existen serios problemas de calidad de agua, debido al bajo número de plantas de tratamiento y al no funcionamiento de la mayoría de las existentes. Además el uso de agroquímicos representa una fuente severa de contaminación. Por otro lado, el uso industrial del agua, centrado en la presencia de PEMEX en Tabasco y de las industrias de alimentos y producción de bebidas como Coca-Cola⁷, son otra fuente clave de deterioro del agua de la cuenca.</p>
Usumacinta-Grijalva mezcla	B7	<p>Sitio ubicado dentro de la subcuenca Bajo Usumacinta, después del encuentro del río Grijalva con el río Usumacinta. Dentro del municipio de Centla la pesca es la principal actividad productiva⁶. La pesca constituye una de las pesquerías artesanales de mayor tradición e importancia dentro de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla debido a sus características alimenticias, abundancia, alto valor en el mercado y a la facilidad de acceso para las comunidades pesqueras ribereñas. Cabe notar que la reserva cuenta con 110 cuerpos de agua dulce⁶. A pesar de las dificultades de acceso y constantes inundaciones, el avance de la frontera agrícola, ganadera, urbana e industrial paulatinamente se ha extendido dentro de ella. La agricultura se considera una práctica incompatible dentro de la Reserva, pero de manera contradictoria recibe importantes apoyos por parte del gobierno estatal⁶.</p>
Laguna Cometa	B8	<p>Sitio ubicado dentro de la subcuenca Bajo Usumacinta, dentro de la Reserva de la Biósfera Pantanos de Centla. En ríos de Centla se encuentra una amplia distribución de especies de peces invasoras, coloquialmente nombradas "plecos" o "bagre acorazado". La presencia de estos peces causa problemas como el debilitamiento de las orillas del río debido a las madrigueras de anidación que estos hacen, así como alteraciones en la actividad pesquera de la zona por el desplazamiento de las especies de interés⁸. La canalización, desvío y contención de cauces genera conexiones entre ecosistemas acuáticos originalmente aislados, hecho que permite el libre paso de fauna o flora acuática que puede alterar la diversidad de la misma. Uno de los principales actores generadores de estas alteraciones es PEMEX⁶.</p>

San Pedro - San Pablo	B9	Sitio ubicado dentro de la subcuenca Bajo Usumacinta. En el contexto del cambio climático, tanto por la importancia de la integridad ecosistémica de los bosques de manglar, como la gran vulnerabilidad de la zona costera, el Golfo de México está siendo el foco de atención como laboratorio natural ⁹ , puesto que está resintiéndose significativamente el severo impacto que induce el cambio climático sobre sus humedales costeros, por lo que la Reserva de Pantanos de Centla cobra relevante importancia. Los humedales del delta del Usumacinta en su desembocadura al Golfo de México, son hábitat de la mayor importancia para numerosas poblaciones de distintas aves acuáticas residentes y migratorias, así como para la pesquería del Golfo de México ⁹ . Las selvas y bosques de la cuenca del Usumacinta son parte de los “sumideros” de Carbono de mayor relevancia en Mesoamérica ⁹ .
--------------------------	----	---

Fuentes: elaboración propia con base en datos de ¹ March Mifsut y Marco Castro (2010); ² Montes de Oca *et al.* (2015); ³ Gobierno de Tabasco (2021); ⁴ <https://www.los-municipios.mx/municipio-benemerito-de-las-americanas.html>; ⁵ SEDESOL (2013); ⁶ Barba Macías *et al.* (2014); ⁷ Kauffer (2005); ⁸ Lorenzo-Márquez (2015); ⁹ Yáñez-Arancibia *et al.* (2014).

Tabla 2. Cargas observadas sobre el cauce principal de la cuenca del río Usumacinta (CRU) (mínimos, máximos, promedio, promedio anual y promedio anual ponderado), cargas en el punto más alejado de la desembocadura sobre el cauce principal (inicial, M1) y exportación final de la CRU al Golfo de México (B7+B9).

Especie	Temporada	Carga [t d ⁻¹]						
		Mínimo	Máxima	Promedio	Promedio anual	Promedio anual ponderado	Inicial	E.F.
NT	Lluvias	113.1 (M1)	491.4 (M7)	287.1	165.3	207.01	113.1	496.93
	Secas	24.6 (M1)	69.1 (B7)	43.5			24.6	80.61
NH4+	Lluvias	1.2 (M1)	12.0 (B7)	4	2.85	3.24	1.2	12.68
	Secas	0.2 (M4)	6.5 (B7)	1.7			0.3	6.86
NO3-	Lluvias	25.4 (M1)	91.7 (M7)	46.8	28.85	35.00	25.4	28.66
	Secas	4.9 (M1)	18.3 (B3)	10.9			4.9	10.32