



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**

**BIOMASA FITOPLANCTÓNICA POR FRACCIONES DE TAMAÑO Y
SU RELACIÓN CON LAS CONDICIONES FÍSICOQUÍMICAS EN LA
DESEMBOCADURA DEL RÍO PALIZADA DE LA LAGUNA DE
TÉRMINOS, CAMPECHE**

TESIS

**QUE PARA OPTAR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS
(BIOLOGÍA MARINA)**

PRESENTA:

HIDROBIÓLOGA BRENDA ELIZABETH VEGA GONZÁLEZ

TUTOR PRINCIPAL:

**DR. FRANCISCO JOSÉ GUTIÉRREZ MENDIETA
(UAM-IZTAPALAPA)**

COMITÉ TUTOR:

**DRA. ROSALBA ALONSO RODRÍGUEZ
(UNAM-ICMyL- UNIDAD MAZATLÁN)**

**DR. DAVID URIEL HERNÁNDEZ BECERRIL
(UNAM-ICMyL- UNIDAD C.U.)**

**DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ
(UNAM-FES-IZTACALA)**

**DR. ANTONIO ZOILO MÁRQUEZ GARCÍA
(UAM-IZTAPALAPA)**

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX., ENERO DEL 2022.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.



**BIOMASA FITOPLANCTÓNICA POR FRACCIONES DE TAMAÑO Y
SU RELACIÓN CON LAS CONDICIONES FÍSICOQUÍMICAS EN LA
DESEMBOCADURA DEL RÍO PALIZADA DE LA LAGUNA DE
TÉRMINOS, CAMPECHE**

TESIS

QUE PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS
(BIOLOGÍA MARINA)

PRESENTA:
HIDROBIÓLOGA BRENDA ELIZABETH VEGA GONZÁLEZ

TUTOR PRINCIPAL:
DR. FRANCISCO JOSÉ GUTIÉRREZ MENDIETA
(UAM-IZTAPALAPA)

COMITÉ TUTOR:
DRA. ROSALBA ALONSO RODRÍGUEZ
(UNAM-ICMyL- UNIDAD MAZATLÁN)
DR. DAVID URIEL HERNÁNDEZ BECERRIL
(UNAM-ICMyL- UNIDAD C.U.)
DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ
(UNAM-FES-IZTACALA)
DR. ANTONIO ZOILO MÁRQUEZ GARCÍA
(UAM-IZTAPALAPA)

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX., ENERO DEL 2022.



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 está 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.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México.

Al Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología.

A la beca proporcionada por parte del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología.

Agradezco inmensamente el apoyo otorgado por mi asesor el Dr. Francisco José Gutiérrez Mendieta, por haberme brindado todo lo necesario para desarrollar este proyecto, por sus consejos, sus grandes enseñanzas y sus comentarios para siempre mejorar.

Al mi comité tutorial integrado por: la Dra. Rosalba Alonso Rodríguez, Dr. David Uriel Hernández Becerril, Dr. Alfonso Lugo Vázquez y Dr. Antonio Zoilo Márquez García, por sus consejos, comentarios y sus palabras de apoyo para que este proyecto pudiera concluirse.

A mis grandes amigas de la UAM-I, que siempre tuvieron las palabras correctas para que nunca perdiera el ánimo de seguir adelante, que estuvieron escuchándome día a día y que nunca dejaron de creer en mí.

A las niñas que conocí en este posgrado y que ahora llamo amigas: Fabi, Lu y Andy, gracias por compartir tanto conocimiento, amistad y risas conmigo, Inna gracias por ayudarme con mis mapas y por ser siempre incondicional.

A mis compañeras del laboratorio de Ecosistemas Costeros de la UAM-I, Daniela y Janis, por brindarme su apoyo y conocimiento en cualquier duda que tuviera.

DEDICATORIA

A mis padres, que estos dos años fueron los más difíciles de nuestra vida como familia y que con todos estos problemas seguimos juntos luchando día a día por salir de esto, verlos luchar uno al lado del otro hizo que todo valiera la pena.

Mamá, siempre había admirado tu fortaleza, ahora más que nunca deseo tener toda la fuerza que tienes tú, eres mi más grande amor.

Papá, gracias por nunca dejarme tirar la toalla y por enseñarme a luchar por mis sueños, eres mi mayor ejemplo de disciplina y esfuerzo.

A mis hermanos, no imagino mi vida sin su locura.

GRACIAS

Índice general I

GLOSARIO.....	IV
INDICE DE FIGURAS.....	VI
INDICE DE TABLAS.....	IX
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. MARCO TEÓRICO.....	3
3. JUSTIFICACIÓN.....	8
4. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN.....	9
5. HIPÓTESIS.....	9
6. OBJETIVOS.....	9
6.1 Objetivo General.....	9
6.2 Objetivos Específicos.....	9
7. ÁREA DE ESTUDIO.....	11
8. MATERIAL Y MÉTODOS.....	14
8.1 Trabajo de Campo.....	14
8.1.1 Variables físicas y químicas.....	15
8.1.2 Pigmentos por el método de HPLC.....	15
8.2 Trabajo de Laboratorio.....	15
8.2.1 Nutrientes.....	15
8.2.2 Pigmentos por el método de HPLC.....	16
9. ANÁLISIS DE DATOS.....	19

9.1. Pigmentos	19
9.1.1. Pigmentos Diagnósticos	19
9.1.2 Grupos fitoplanctónicos determinados por el método de HPLC.	20
9.2 Análisis estadísticos.	20
9.2.1 Variables físicas y químicas.	20
9.2.2 Pigmentos fotosintéticos.	21
9.2.3 Variables ambientales y grupos fitoplanctónicos.	21
10. RESULTADOS.	22
10.1 Variables físicas y químicas.	22
10.1.1 Salinidad, temperatura, transparencia y pH.	22
10.1.2 Oxígeno disuelto y Nutrientes.	26
10.2 Resumen estadístico de las variables físicas y químicas	31
10.3 Pigmentos fotosintéticos por el método de HPLC	34
10.4 Pigmentos Diagnósticos.	36
10.5 Clorofila <i>a</i> por fracciones de tamaño.	37
10.5.1 Clorofila <i>a</i> por fracciones de tamaño (Clorofila <i>a</i> Total)	37
10.5.2 Clorofila <i>a</i> por fracciones de tamaño (Pigmentos Diagnósticos) ..	39
10.6 Contribución por grupos fitoplanctónicos.	41
10.6.1 Lluvias 2018.	41
10.6.2 Lluvias 2019.	43
10.6.3 Nortes 2019.	44
10.7 Relación de los grupos fitoplanctónicos con las variables ambientales.	46
10.7.1 Lluvias 2018.	46

10.7.2 Lluvias 2019.....	48
10.7.3 Nortes 2019.....	49
11. DISCUSIÓN.....	51
11.1 Variación espacio-temporal de las variables físicas y químicas	51
11.2 Clorofila <i>a</i> por fracciones de tamaño.....	55
11.3 Relación de los grupos fitoplanctónicos con las variables ambientales.	57
11.3.1 Lluvias 2018.....	57
11.3.2 Lluvias 2019.....	58
11.3.3 Nortes 2019.....	59
12. CONCLUSIONES.....	61
13. RECOMENDACIONES.....	63
14. REFERENCIAS.....	64

Glosario

- 1. Abundancia absoluta fitoplanctónica (o del fitoplancton):** Número de individuos del fitoplancton presentes en un área o volumen.
- 2. Abundancia relativa fitoplanctónica (o del fitoplancton):** Proporción de individuos de una especie o taxón del fitoplancton respecto a todas las especies o taxones contenidos en un área o volumen.
- 3. Riqueza fitoplanctónica (o del fitoplancton):** Número de especies de fitoplancton en una comunidad.
- 4. Composición fitoplanctónica (o del fitoplancton):** Lista de especies o grupos taxonómicos que componen la comunidad del fitoplancton.
- 5. Diversidad fitoplanctónica (o del fitoplancton):** Variabilidad de organismos fitoplanctónicos vivos presentes en un área.
- 6. Distribución del fitoplancton:** Espacio geográfico donde una especie o especies de fitoplancton está(n) presentes e interactúa con el ecosistema.
- 7. Comunidad fitoplanctónica (o del fitoplancton):** Grupo conformado por distintas poblaciones de organismos fitoplanctónicos, que ocupan una misma área.
- 8. Estructura de la comunidad fitoplanctónica (o del fitoplancton):** Patrones de interacción entre las distintas especies fitoplanctónicas y los factores abióticos.
- 9. Biomasa fitoplanctónica total (o del fitoplancton):** Unidad de medida de la masa viva del fitoplancton en un momento dado, en un área determinada.
- 10. Estructura de la biomasa fitoplanctónica (o del fitoplancton):** La proporción o aporte a la biomasa por las diferentes especies (grupos) del fitoplancton.
- 11. Dinámica de la biomasa fitoplanctónica (o del fitoplancton):** Los cambios (espaciales o temporales) que se presentan en la magnitud de la biomasa del fitoplancton.
- 12. Estructura de tamaño del fitoplancton:** La contribución al total de la biomasa de todas las especies de fitoplancton según su tamaño.
- 13. Dinámica de la biomasa fitoplanctónica (o del fitoplancton):** Los cambios (espaciales o temporales) que se presentan en la magnitud de la biomasa fitoplanctónica.

- 14. Fraccionamiento fitoplanctónico (o del fitoplancton):** División del fitoplancton basada en la diferenciación de su talla u otra característica.
- 15. Productividad primaria:** Es la energía total fijada por fotosíntesis en un espacio definido, se expresa en $\text{mgC}/\text{m}^3/\text{hr}$. Esta es una tasa, la magnitud de la producción por unidad de volumen o superficie por unidad de tiempo.
- 16. Producción primaria:** Es la energía total fijada por fotosíntesis en un espacio y tiempo definido, se expresa en gC/m^3 .
- 17. Concentración de clorofila:** Principal pigmento fotosintético presente en las algas, utilizada para estimar de forma indirecta la biomasa fitoplanctónica, medida en mg/m^3 .
- 18. Pigmentos fotosintéticos:** Sustancias que captan la energía lumínica y la transforman en energía química mediante la fotosíntesis.
- 19. Pigmentos fotoprotectores:** Pigmentos especializados en proteger las células del fitoplancton ante los efectos de altas irradiancias, que pueden dañar el aparato fotosintético.
- 20. Pigmentos diagnósticos:** Pigmentos biomarcadores específicos de diferentes grupos fitoplanctónicos (p. ej. diatomeas, dinoflagelados).
- 21. Dinámica espacial:** Estudia la composición de un grupo y sus variaciones en un espacio definido.
- 22. Dinámica temporal:** Estudia la composición y sus variaciones de un grupo determinado y sus variaciones a lo largo del tiempo.
- 23. Variabilidad:** Dispersión de los datos en una distribución conocida.
- 24. Biovolumen de fitoplancton:** Conversión del tamaño de las células de fitoplancton a volumen celular.

Índice de figuras

Figura 1. Ubicación de la zona de muestreo.	11
Figura 2. Temperatura media en °C (línea gris) y precipitación total en mm/m ² (línea negra), para el año 2019 (A) y 2019 (B) En líneas verticales se señalan los meses en los que se llevó a cabo el muestreo del presente estudio.	13
Figura 3. Ubicación de las estaciones de muestreo en la desembocadura del Río Palizada. .	14
Figura 4. Espectros de absorción de algunos de los pigmentos cuantificados e identificados en este estudio: Clorofila c2 (A), Clorofila a (B), Clorofila b (C), Divinil Clorofila a (D), Fucoxantina (E) y Zeaxantina (F).	17
Figura 5. Valores de Temperatura (°C) (A), Salinidad (B), Transparencia (m) (C) y pH (D) para las tres temporadas.	23
Figura 6. Distribución espacial de la salinidad para Lluvias-2018 (A), Lluvias-2019 (B) y Nortes-2019 (C).	24
Figura 7. Distribución espacial de la temperatura (°C) para Lluvias-2018 (A), Lluvias-2019 (B) y Nortes-2019 (C).	24
Figura 8. Distribución espacial de la transparencia mediante el disco de Secchi (m) para Lluvias-2018 (A), Lluvias-2019 (B) y Nortes-2019 (C).	25
Figura 9. Distribución espacial del pH para Lluvias-2018 (A), Lluvias-2019 (B) y Nortes-2019 (C).	25
Figura 10. Concentración de Oxígeno disuelto (mg/L) (A), NO ₂ ⁻ (μM) (B), PO ₄ (μM) (C), NH ₄ ⁺ (μM) (D) y SiO ₂ (μM) (E) para las tres temporadas.	27
Figura 11. Distribución espacial del Oxígeno disuelto (mg/L) para Lluvias-2018 (A), Lluvias-2019 (B) y Nortes-2019 (C).	28
Figura 12. Distribución espacial de NO ₂ ⁻ (μM) para Lluvias-2018 (A), Lluvias-2019 (B) y Nortes-2019 (C).	28

Figura 13. Distribución espacial de PO ₄ (μM) para Lluvias-2018 (A), Lluvias-2019 (B) y Nortes-2019 (C).	29
Figura 14. Distribución espacial de NH ₄ ⁺ (μM) para Lluvias-2018 (A), Lluvias-2019 (B) y Nortes-2019 (C).	29
Figura 15. Distribución espacial de SiO ₂ (μM) para Lluvias-2018 (A), Lluvias-2019 (B) y Nortes-2019 (C).	30
Figura 16. Análisis de componentes principales de las variables físicas y químicas para las tres temporadas.	31
Figura 17. Gráficos de escalamiento multidimensional no métricos, por Temporadas-Año (A) y Temporadas (B).	33
Figura 18. Cromatogramas de las estaciones 3 (A), 5 (B) y 10 (C) de la temporada de Lluvias-2018.	34
Figura 19. Relación entre la Clorofila <i>a</i> Total y la suma de los Pigmentos Diagnósticos. . .	36
Figura 20. Clorofila <i>a</i> (TCla) por fracciones de tamaño para cada temporada estimada mediante el método de HPLC.	37
Figura 21. Contribución de Clorofila <i>a</i> (TCla) por fracciones de tamaño para cada temporada, Microfitoplancton (A), Nano+Picofitoplancton (B), estimados mediante el método de HPLC.	38
Figura 22. Clorofila <i>a</i> (PD) por fracciones de tamaño para cada temporada estimados mediante el método de HPLC.	39
Figura 23. Contribución de Clorofila <i>a</i> (PD) por fracciones de tamaño para cada temporada, Microfitoplancton (A) y Nano+Picofitoplancton (B), estimados mediante el método de HPLC.	40
Figura 24. Contribución de Clorofitas (A), Cianobacterias (B) y Diatomeas (C) correspondientes a la fracción microfitoplanctónica y Cianobacterias (D) y Diatomeas (E) correspondientes a la fracción nano+picofitoplanctónica para la temporada Lluvias-2018.	41

Figura 25. Contribución de Diatomeas (A) y Cianobacterias (B) correspondientes a la fracción microfitoplanctónica y Diatomeas (C) y Cianobacterias (D) correspondientes a la fracción nano+picofitoplanctónica para la temporada Lluvias-2019. 43

Figura 26. Contribución de Cianobacterias (A), Clorofitas (B) y Diatomeas (C) correspondientes a la fracción microfitoplanctónica, Cianobacterias (D), Clorofitas (E) y Diatomeas (F) correspondientes a la fracción nano+picofitoplanctónica para la temporada de Nortes-2019. 44

Figura 27. Análisis de correspondencia canónica para la fracción microfitoplanctónica (A) y nano+picofitoplanctónica (B) para la temporada de Lluvias 2018. 47

Figura 28. Análisis de correspondencia canónica para las fracciones microfitoplanctónica y nano+picofitoplanctónica para la temporada de Lluvias 2019. 48

Figura 29. Análisis de correspondencia canónica para la fracción microfitoplanctónica (A) y nano+picofitoplanctónica (B) para la temporada de Nortes 2019. 50

Índice de tablas

Tabla 1. Gradiente de solventes propuesto por Vidussi <i>et al.</i> (1996)	16
Tabla 2. Tiempos de retención para cada pigmento.	16
Tabla 3. Grupos fitoplanctónicos y su respectivo pigmento marcador.	20
Tabla 4. Resumen estadístico (media, mínimo, máximo y desviación estándar) de las variables físicas y químicas de cada temporada	31
Tabla 5. Resumen del análisis de componentes principales.	31
Tabla 6. Coeficientes en las combinaciones lineales de variables.	32
Tabla 7. Ejemplo de los pigmentos detectados y el tiempo de retención en cromatogramas de tres muestreos.	35

1. INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras son ambientes complejos, que combinan características de cuerpos de aguas interiores y del océano, son poco profundas, y están parcialmente separados del océano costero adyacente. Están influenciadas por las mareas, las entradas de los ríos, el balance de precipitación frente a la evaporación y el balance térmico de su superficie. Las interacciones entre agua dulce y fuentes marinas generan fuertes gradientes de salinidad, turbidez, luz, disponibilidad y aporte de nutrientes (**Margalef, 1969; Conan *et al.*, 2017; Rajaneesh *et al.*, 2018**). El gradiente de salinidad es una de las principales características de cualquier ecosistema estuarino y se considera que es un factor de estrés, que causa importantes cambios en la comunidad biológica (**Margalef, 1969; Paerl *et al.*, 2006; Telesh & Khlebovich, 2010**). Las condiciones hidrológicas, especialmente los cambios en la entrada de agua dulce, juegan un papel importante en la determinación de la estructura y función de las comunidades de fitoplancton, teniendo una variación temporal y espacial en estas, esto particularmente en aguas poco profundas (**Paerl *et al.*, 2014; Dalu *et al.*, 2018**).

La productividad y biomasa del fitoplancton marino son las variables ecológicas más importantes para determinar la fertilidad en el océano (**Lara-Lara *et al.*, 1993**).

Existen distintos factores que determinan la composición y abundancia del fitoplancton y dependen de los siguientes (**Cloern y Jassby, 2012**):

- a) Condiciones físicas e hidrológicas: luz, temperatura, turbulencia/estabilidad del agua, tiempo de residencia del agua y tasa de sedimentación del plancton.
- b) Composición química del agua: nutrientes, materia orgánica, mineralización y pH.

El estudio de la estructura de tamaños del plancton representa una aproximación valiosa en diferentes áreas de la ecología acuática, específicamente para el fitoplancton el tamaño de los organismos que lo componen en general se ha dividido en tres: picoplancton (0.2-2 μm), nanoplancton (2-20 μm) y microplancton (20-200 μm) (**Reynolds *et al.*, 1996; Rajaneesh *et al.*, 2018**).

La mayoría de los estudios sobre productividad primaria y biomasa por clases de tamaño han demostrado que frecuentemente el nanofitoplancton es responsable del 80 al 90 % de la productividad observada en aguas templadas y tropicales y de manera general se ha

establecido que la contribución a la biomasa por tamaños de las células pequeñas aumenta a medida que la clorofila total decrece, cualquier incremento en el contenido de la clorofila total es debido a las células grandes (microfitoplancton), dentro de las cuales las diatomeas pueden ser dominantes (**Lara *et al.*, 1993; Ansotegui *et al.*, 2001; Jiang *et al.*, 2019;**). La estructura de tamaño del fitoplancton determina en gran medida las interacciones tróficas en las aguas oceánicas y costeras y, finalmente, el destino de su biomasa. Aunque los ambientes estuarinos tropicales son de los sistemas más productivos del mundo en comparación con los sistemas templados, se sabe poco sobre la importancia de las fracciones de tamaño del fitoplancton, y aún más sobre los factores ecológicos que regulan la distribución del tamaño del fitoplancton en los estuarios tropicales (**Soria-Píriz *et al.*, 2017**). Se predice que las comunidades de fitoplancton pasarán a ser productores primarios más pequeños que serán dominantes en respuesta al calentamiento. En contraste, la eutrofización puede favorecer las células de mayor tamaño debido a su mayor eficiencia fotosintética y mayor tasa de crecimiento (**Li *et al.*, 2019**). La estructura del tamaño del fitoplancton puede ser relacionada con el estado trófico del sistema: las células más grandes presentan menor eficiencia de absorción de nutrientes debido a una relación superficie/volumen más pequeña y estos prosperan en sistemas más productivos, mientras que las células más pequeñas prevalecen en condiciones más oligotróficas (**Guenther *et al.*, 2015; Jiang *et al.*, 2019**).

El papel principal de la clorofila *a* es absorber la luz para la fotosíntesis, pero hay pigmentos accesorios adicionales entre los que se encuentran la clorofila *b* y *c* y varios carotenoides; existen también otros pigmentos accesorios, cuya función es por una parte ampliar el espectro de absorción de los pigmentos primarios y por otra de servirles como sistemas de protección frente a la luz excesiva (**Manrique, 2003; Barlow *et al.*, 2008**). Por lo tanto, los pigmentos también proporcionan información quimiotaxonómica importante sobre la estructura de la comunidad, ya que ciertos pigmentos son considerados “firmas” para varios grupos de fitoplancton. Por ejemplo, la fucoxantina es abundante en las diatomeas, la zeaxantina en cianobacterias, la peridina generalmente indica la presencia de dinoflagelados, mientras que la clorofila *b*, aloxantina y la 19’ butanohiloxi-fucoxantina y 19’ hexanohiloxi-fucoxantina están asociados con los nanoflagelados (**Wright & Van den Enden, 2000; Ansotegui *et al.*, 2001; Roy *et al.*, 2006; Barlow *et al.*, 2008**).

2. MARCO TEÓRICO

Las lagunas costeras y estuarios son ecosistemas que resaltan por su importancia económica, son áreas de pesca artesanal y medio de vida de miles de pescadores, por otro lado, su importancia radica en la función ecológica de su alta productividad primaria que permite a estos ecosistemas ser un lugar de crianza, reproducción y resguardo de un gran número de organismos acuáticos (**Lara et al. 2011**), estas lagunas costeras son el encuentro de dos masas de agua de diferente origen y características, y estas diferencias conllevan a variaciones complejas de los ciclos de nutrientes (**Contreras-Espinosa et al., 2005**); las interacciones tienen un fuerte impacto en el ecosistema, esto debido a la presencia de partículas y las descargas de agua de los ríos, los cuales tienen un alto contenido de nutrientes, dando como resultado una elevada biomasa de fitoplancton (**Taher et al., 2013; Dalu et al., 2018**). Principalmente la descarga de aguas residuales, el bombeo de aguas subterráneas y los cambios de uso de la tierra están modificando tanto la estructura como la función de las lagunas costeras (**Herrera-Silveira & Morales-Ojeda, 2010**).

La laguna de Términos, recibe parte de la descarga del sistema fluvial Grijalva-Usumacinta, introduciendo nutrientes en el sistema (**García-Ríos et al., 2013**), los cuales son en mayor medida responsables del incremento en la abundancia de fitoplancton y como consecuencia de la productividad primaria fitoplanctónica (**Contreras et al., 1996**). Sin embargo, ésta se puede ver afectada por la disminución de la transparencia y la asimilación de los nutrientes inorgánicos, por lo que el fitoplancton puede ser afectado por los procesos de reciclamiento del carbono, nitrógeno, fósforo y silicato (**González et al., 2006; Haraguchi et al., 2015**).

En general, en ambientes costeros la biomasa del fitoplancton está limitada por la disponibilidad de nitrógeno (**Dortch & Whitedge, 1992; Varona et al. 2017; Leruste et al. 2019**), por lo tanto, el aumento de la carga de nitrógeno por los ríos como consecuencia de las actividades antropogénicas, aumentará su concentración y por lo tanto generará un rápido crecimiento y mayor biomasa de fitoplancton lo cual eventualmente puede favorecer el proceso de eutroficación (**Carrasco et al., 2020**). La biomasa y composición fitoplanctónica en los ambientes acuáticos y en este caso en los estuarinos está altamente asociada con las variaciones en la transparencia, la temperatura, las concentraciones de nutrientes y los cambios en la salinidad, estos cambios influyen en gran medida en la distribución espacial y

temporal, la abundancia y las características funcionales de las comunidades estuarinas, siendo la salinidad el factor que juega un papel decisivo y define estructuras y funciones de la biota acuática en los estuarios (**Telesh & Khlebovich, 2010; da Costa et al. 2018; Jiang et al., 2019**).

Cereja et al. (2021) refiere que la variación en la concentración de clorofila *a* (indicador indirecto de la biomasa) se ve influenciada por la radiación, la temperatura, las mareas, la salinidad, la descarga fluvial y por los nutrientes inorgánicos y que los impulsores de la variabilidad en la composición de la comunidad son similares a los que influyen en la biomasa total. También menciona que la turbidez tiene un gradiente que es baja en aguas fluviales hasta que aumenta la salinidad y esto da como resultado una variabilidad espacial con respecto a la disponibilidad de luz y que a su vez diferencia los consumos y requerimientos de nutrientes para la comunidad fitoplanctónica.

La laguna de Términos tiene una alta productividad primaria y diversidad biológica, las cuales están amenazadas principalmente por la agricultura, la extracción y transporte de petróleo, el crecimiento de la población y por lo tanto la descarga de aguas residuales al sistema (**Zapata et al., 1999; García-Ríos et al., 2013**). La circulación del agua en la laguna de Términos es muy variable, durante la época de lluvias el agua dulce predomina en toda el área, durante la estación de secas la cuña salina llega hasta el este y, por último, en la estación de nortes el agua salina llega a las regiones intermedias y ocasionalmente hasta la cabecera del estuario (**Fuentes-Yaco et al., 2001**).

Las décadas de 1960 a 1980 estuvieron marcadas por un esfuerzo constante de la comunidad científica para coleccionar grandes cantidades de datos de clorofila *a*, ya que es un indicador de la biomasa de fitoplancton (**Dandonneau et al., 2006**). En la laguna de Términos, los primeros estudios sobre fitoplancton fueron realizados por **Suárez-Caabro & Gómez-Aguirre (1965)**, basados en su distribución, abundancia y su relación con las condiciones hidrográficas.

La cuantificación de la biomasa fitoplanctónica (estimada a través de la concentración de clorofila *a*) y la composición de la comunidad estimada a través del análisis de pigmentos fotosintéticos, son importantes para determinar la estructura y dinámica de los ecosistemas marinos (**Claustre et al., 2004; Roy et al., 2006**). Existen biomarcadores químicos como los

pigmentos, que han sido ampliamente utilizados para estimar la biomasa de fitoplancton y también para identificar distintas clases de algas en ecosistemas acuáticos, así como para estimar la estructura de la comunidad de fitoplancton, su distribución espacial y la contribución a la biomasa total mediante las huellas pigmentarias (**Qian *et al.*, 2003; Ibarra-Martínez y Hernández-Sandoval, 2004; Hernández-Becerril *et al.*, 2015**).

Existen varios métodos para la determinación de pigmentos de fitoplancton que tienen diferentes niveles de precisión, estos van desde métodos espectrofotométricos y fluorimétricos sencillos ampliamente utilizados para las clorofilas *a*, *b* y *c* como los propuestos por **Strickland y Parsons (1972)**; también existen métodos que incluyen cromatografía en capa fina (**Jeffrey, 1981**) y cromatografía líquida de alta resolución (HPLC). Además, la aplicación de esta herramienta (HPLC) ha demostrado ser más precisa y fiable para la estimación no sólo de clorofila *a* sino también de otros pigmentos (**Claustre *et al.*, 2004; Rabalais *et al.*, 2004; Roy *et al.*, 2006**).

El enfoque quimio-taxonómico basado en los pigmentos cuantificados mediante el método de HPLC ha sido útil para distinguir las principales clases de algas (**Carreto *et al.*, 2008**) y para evaluar la importancia de los componentes más delicados y más pequeños del fitoplancton, que con frecuencia se subestiman, como el caso de las pequeñas cianobacterias y pequeños proclorofitos, ya que ambos pueden estimarse por medio de sus firmas de pigmentarias; en este caso la clorofila *a* y los pigmentos accesorios covarían, haciendo que las proporciones de ambos sean constantes y estas proporciones se pueden utilizar para evaluar la contribución de cada grupo de algas a la clorofila *a* total (**Ansotegui *et al.*, 2001**).

Uno de los primeros estudios para la determinación rápida de pigmentos de clorofila y carotenoides de algas en donde emplearon el método de HPLC, se llevó a cabo por **Mantoura & Llewellyn (1983)**, quienes desarrollaron un sistema en fase inversa para una separación y cuantificación rápidas (20 min) de catorce pigmentos y sus productos de degradación y diecisiete carotenoides de algunos cultivos de algas y también de ambientes naturales.

Las comunidades de fitoplancton determinan la magnitud de la producción primaria y sirven como un puente que conecta los compuestos inorgánicos con la materia orgánica que está disponible para niveles tróficos más altos, y la estructura del tamaño del fitoplancton tiene una gran influencia en la transferencia de carbono a niveles tróficos superiores (**Jiang *et al.*,**

2019; Li et al., 2019). Por esto, el tamaño de las células del fitoplancton es una variable ecológica importante que juega un papel crítico en la estructura de la comunidad en los ambientes acuáticos, la producción primaria y la red alimentaria (**Martínez-Almeida et al., 2014; Rajaneesh et al., 2018; Jiang et al., 2019**). Por el amplio espectro de formas y tamaños, se ha demostrado que la biomasa y la producción de fitoplancton están dominadas por células pequeñas (picoplancton) en sitios donde las concentraciones de nutrientes son bajas, pero las células grandes (microplancton) dominan cuando el agua es rica en nutrientes (**Cloern, 2018**).

En el fitoplancton pequeño, el acoplamiento trófico es estrecho entre fotoautótrofos, bacterias heterótrofas y sus depredadores protistas, y da como resultado redes tróficas microbianas complejas, que favorecen el ciclo de la materia en lugar de su transferencia eficiente hacia los niveles tróficos superiores. En contraste, las comunidades de fitoplancton más grande, como las diatomeas, se caracterizan por redes tróficas simples y tasas de hundimiento mejoradas (**Marañón, 2015**).

En cuanto al tamaño del fitoplancton, **Cloern (2018)**, menciona que distintos autores han propuesto cinco patrones que son explicados por las leyes de escala que surgieron de la estructura de tamaños:

- 1) Existe una relación inversa entre la abundancia de fitoplancton y el tamaño de las células, esta es una ley de escala universal de la biología.
- 2) Existe una relación positiva entre el tamaño celular medio y la biomasa del fitoplancton.
- 3) Existen límites basados en el tamaño para la acumulación de biomasa; las células pequeñas dominan cuando la biomasa es baja, pero las células más grandes se agregan selectivamente a medida que se acumula la biomasa.
- 4) Como consecuencia del patrón 3, los florecimientos están dominados por células grandes.
- 5) Como consecuencia del patrón 4, la variabilidad de la biomasa de las células grandes es mucho mayor que la variabilidad de las células pequeñas.

El suministro de nutrientes se considera el factor más importante que controla la estructura del tamaño del fitoplancton, se asocia las condiciones oligotróficas a la predominancia del

picofitoplancton, y una mayor disponibilidad de nutrientes se relaciona con un aumento por parte de las células de mayor tamaño. La variabilidad a gran escala de la estructura del tamaño del fitoplancton en las regiones costeras y de mar abierto refleja así los cambios en el suministro de recursos (**Marañón, 2015**). La evidencia sugiere que, la disponibilidad de nutrientes inorgánicos es uno de los factores más importantes en términos de patrones de influencia en la distribución global de la biomasa, la productividad y el tamaño del fitoplancton (**Mousing *et al.*, 2018**).

Por lo tanto, en un ambiente con una alta carga de nutrientes por las descargas de los ríos como lo es la laguna de Términos, se espera que las condiciones sean idóneas para que la fracción microfitoplanctónica se vea favorecida por las condiciones específicas que se conocen sobre la laguna como la transparencia y la disponibilidad de nutrientes.

3. JUSTIFICACIÓN

La laguna de Términos es un sistema costero muy importante en el funcionamiento ecológico y productivo del sureste del Golfo de México y está siendo afectada por diversos factores externos como el cambio de uso de suelo, la extracción y transporte de petróleo, el crecimiento de la población en su entorno y por lo tanto la descarga de aguas residuales, las cuales aportan nutrientes en exceso a la laguna. Esto último puede alterar la dinámica espacio-temporal y productiva del fitoplancton.

Sin embargo, pocos estudios han abordado el estudio del fitoplancton en la laguna y más específicamente en los efectos que la descarga del río Palizada tiene sobre su funcionamiento. Adicionalmente, no se conoce a profundidad el efecto que los factores abióticos tienen sobre el crecimiento y distribución espacial del fitoplancton, ni sobre la contribución de las diferentes fracciones de tamaño al total de la biomasa, por lo que el presente estudio plantea generar información relevante sobre la estructura y dinámica de la biomasa de la comunidad fitoplanctónica en la desembocadura del río Palizada de la laguna de Términos.

4. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

¿La variación de la talla de la comunidad fitoplanctónica presenta algún patrón definido relacionado con los cambios espacio-temporales entre las épocas de lluvias y nortes en la desembocadura del río Palizada?

¿Qué fracción de tamaño de la biomasa del fitoplanctónica contribuye más a la biomasa total?

¿Hay alguna relación de la biomasa fitoplanctónica con las variables físicas y químicas del ambiente?

5. HIPÓTESIS

Las condiciones físicas y químicas de la desembocadura del río Palizada en la laguna de Términos, especialmente la salinidad y las concentraciones de nutrientes, determinarán la respuesta del fitoplancton en cuanto a su composición, estructura de tallas, siendo la fracción de tamaño nano+pico fitoplanctónica la responsable de una mayor contribución al total de la biomasa fitoplanctónica.

6. OBJETIVOS

6.1 Objetivo General

Analizar la composición y estructura de la comunidad fitoplanctónica a través del análisis de los pigmentos fotosintéticos y el fraccionamiento por tamaño de la biomasa del fitoplancton y su relación con las condiciones físicas y químicas en la desembocadura del río Palizada de la laguna de Términos, Campeche, en temporada de lluvias y nortes.

6.2 Objetivos Específicos

- Analizar la variación espacio-temporal (lluvias y nortes) de las condiciones físicas y químicas (salinidad, temperatura, transparencia, pH, oxígeno disuelto, nitritos ortofosfatos, amonio y silicatos) en la desembocadura del río Palizada.
- Determinar la contribución de biomasa total de cada fracción de tamaño de fitoplancton.

- Describir la variación de la biomasa y los grupos fitoplanctónicos de las distintas fracciones de tamaño por medio de los pigmentos accesorios y clorofila *a*.
- Establecer la posible relación entre el fitoplancton y las variables físicas y químicas del ambiente.

7. ÁREA DE ESTUDIO

La laguna de Términos (**Fig. 1**) está localizada en la costa sur del Golfo de México en el estado de Campeche. Se extiende sobre una superficie de 1,936 km² y tiene una longitud máxima de 75 km orientada a lo largo de la orilla y un ancho de 35 km, en la dirección transversal de la plataforma, tiene dos bocas de comunicación permanentes que conectan la laguna con el Golfo de México. La profundidad promedio es de 3.5 m y está separada del Golfo de México por dos islas: Isla del Carmen, que se ubica al suroeste, tiene 38 km de largo y 2.5 km de ancho, tiene una profundidad máxima de 19, con una profundidad promedio de 4.5 m; y la segunda es Isla Aguada, de 40 km de largo y 900 m de ancho, con profundidad máxima de 12 m, y profundidad media de 3.5 m. El tercer punto es la ensenada de Sabancuy, que se ubica a 22.6 km de la laguna principal y está conectada a ella por un canal estrecho y poco profundo. En esta entrada, los flujos observados son significativamente menores que los observados en las otras dos entradas (**Contreras-Ruiz et al., 2014; Medina-Gómez et al., 2015**). La Laguna de Términos es el estuario más grande de México, la superficie de manglares más grande de América Latina y es un Área Natural Protegida bajo la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) y es sitio RAMSAR (**Guerra-Santos & Kahl, 2018**).

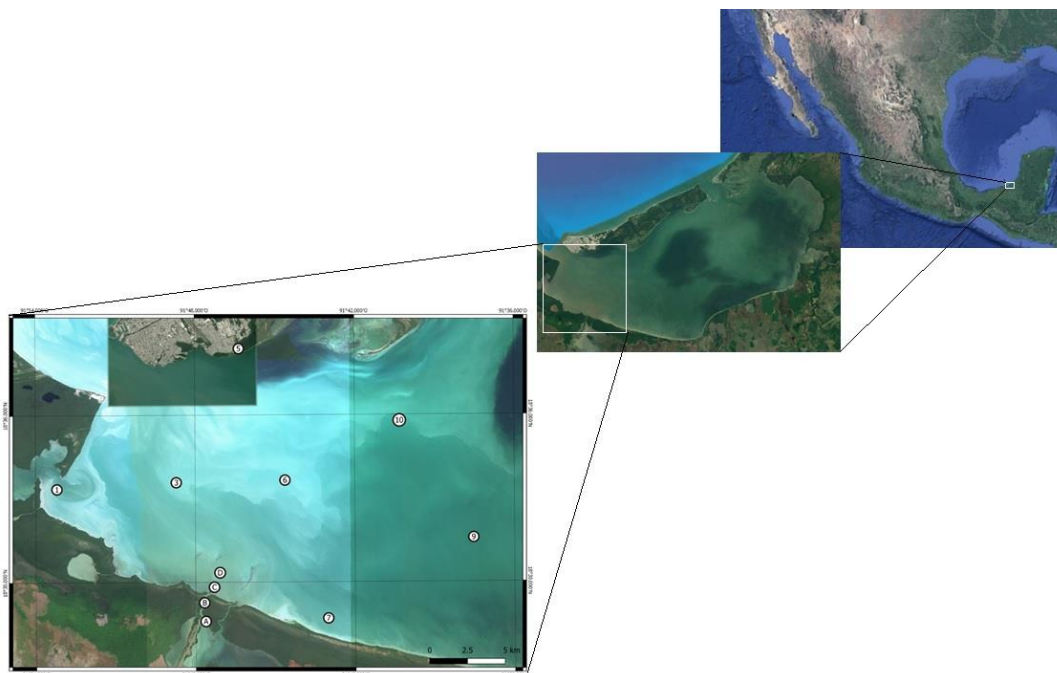


Figura 1. Ubicación de la zona de muestreo.

Según lo propuesto por **García (2004)** modificado de **Köppen & Geiger (1930)**, el clima de la Laguna de Términos, al norte es cálido subhúmedo intermedio con lluvias en verano, en la porción media de la laguna es el más húmedo de los subhúmedos, con lluvia en verano y bajo porcentaje de lluvia invernal y, por último, la parte costera del Golfo hacia Palizada, que se clasifica como zona cálido húmeda con lluvias intensas en verano y alta lluvia invernal, la temperatura media del aire mensual que varía de 18 a 30 °C. La precipitación anual promedio es de 2000 mm al año, pero se concentra durante una estación lluviosa (**Rojas-Galaviz et al., 1992**). En función de la precipitación, las descargas de los ríos, los vientos y la temperatura, se han identificado tres temporadas: nortes de octubre a marzo, la estación seca que se extiende desde febrero hasta abril y la temporada de lluvias, que va desde junio hasta septiembre, y mayo es un mes de transición (**Guerra-Santos & Kahl, 2018**). La hidrología de la laguna está condicionada por el arribo de agua de mar que entra por la boca de Puerto Real y también por el aporte de los ríos Grijalva-Usumacinta y sus afluentes (**Ortega, 1995**). Los ríos Candelaria, Chumpán y Palizada son las principales fuentes de agua dulce y la máxima de descarga ocurre en la segunda mitad de la temporada lluviosa (**Rivera-Monroy et al., 1998**).

La entrada neta anual total de agua dulce a la laguna de Términos es estimada en 12.53×10^9 m³/año, de los cuales la descarga de los ríos, la precipitación neta y la filtración de aguas subterráneas, respectivamente, representaron 95.42, 4.55 y 0.03 %. Los ríos Chumpán, Candelaria-Mamantel y Palizada, respectivamente, arrojan un promedio de 0.6, 2.26 y 9.1×10^9 m³/año de agua dulce a la Laguna de Términos (**Fichez et al., 2017**).

El río Palizada es un afluente del río Usumacinta, el flujo de este río se descarga en Boca Chica de la Laguna de Términos. El sistema del río Palizada aporta un volumen de flujo importante a la Laguna de Términos con 240 m³/s, seguido por el río Chumpan con 35 m³/s y el Río Candelaria con 2 m³/s (**Navarrete-Rodríguez et al., 2020**).

En cuanto al clima durante el periodo de estudio, en los primeros meses del año 2018, se presentaron condiciones de Niña muy débil y a mediados de abril se presentó una transición hacia condiciones neutrales, es decir, sin condiciones presentes de El Niño o La Niña. Las condiciones neutrales se mantuvieron constantes desde abril hasta diciembre. La precipitación durante el periodo de muestreo estuvo entre 1400-2000 mm en todo el año, pero

en la zona de muestreo, específicamente a principios de septiembre (fecha de muestreo del presente estudio), durante tres días previos y tres días posteriores al 2 de septiembre (día de muestreo) el promedio fue de 19.87 mm/m^2 (Fig. 2A). Durante 2018, septiembre fue el mes más lluvioso y aportó el 20.6 % de la lluvia anual (CONAGUA, 2018). Durante el 2019, la temperatura superficial del mar, se observó más cálida que el promedio de años anteriores (1981-2010) y se observaron condiciones de El Niño Débil durante el primer semestre del año, y en mayo decreció el patrón de calentamiento, generando una transición de condiciones de El Niño Débil a Neutral en el mes de agosto. La precipitación total anual durante 2019 fue un 3.2 % por debajo del promedio anual (1941-2018) y en el área de muestreo fue alrededor de entre 1400-2000 mm en todo el año (CONAGUA, 2019).

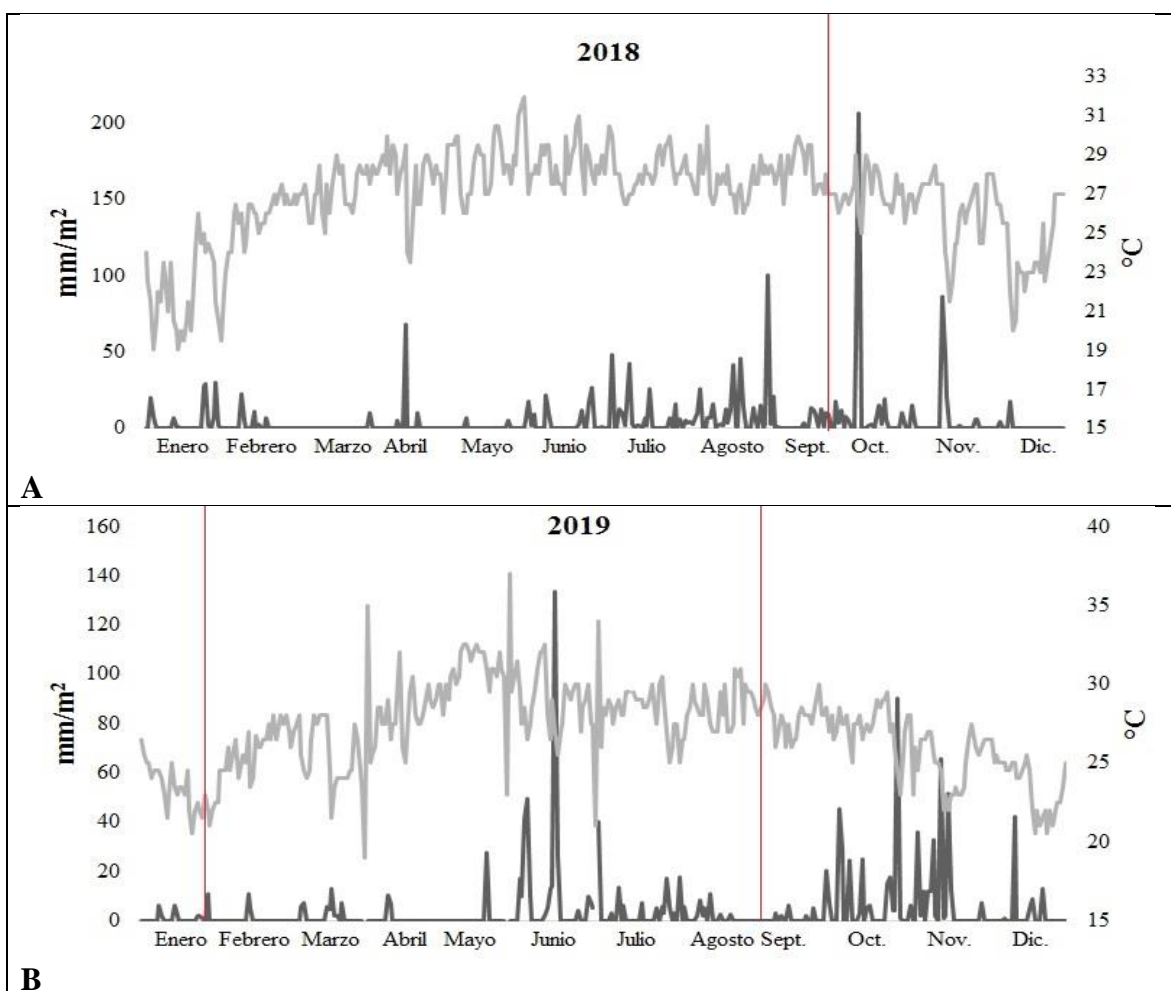


Figura 2. Temperatura media en $^{\circ}\text{C}$ (línea gris) y precipitación total en mm/m^2 (línea negra), para el año 2018 (A) y 2019 (B) En líneas verticales se señalan los meses en los que se llevó a cabo el muestreo del presente estudio.

8. MATERIAL Y MÉTODOS

8.1 Trabajo de Campo

Se realizaron tres muestreos en total; dos en las temporadas de lluvias: 2 de septiembre del 2018 (Llu-2018) y 29 de agosto 2019 (Llu-2019), y una en nortes: 19 de enero del 2019 (Nor-2019), con un total de 5 estaciones en Llu-2018, 9 en Llu-2019 y 6 en Nor-2019. Se estableció un transecto que abarcó desde la desembocadura del río Palizada (4 estaciones, en Llu-2019) y la porción interna de la laguna de Términos (Fig. 3). La variación en el número de estaciones en cada temporada se debe a que previamente no se tenía establecido el transecto al interior del río Palizada.

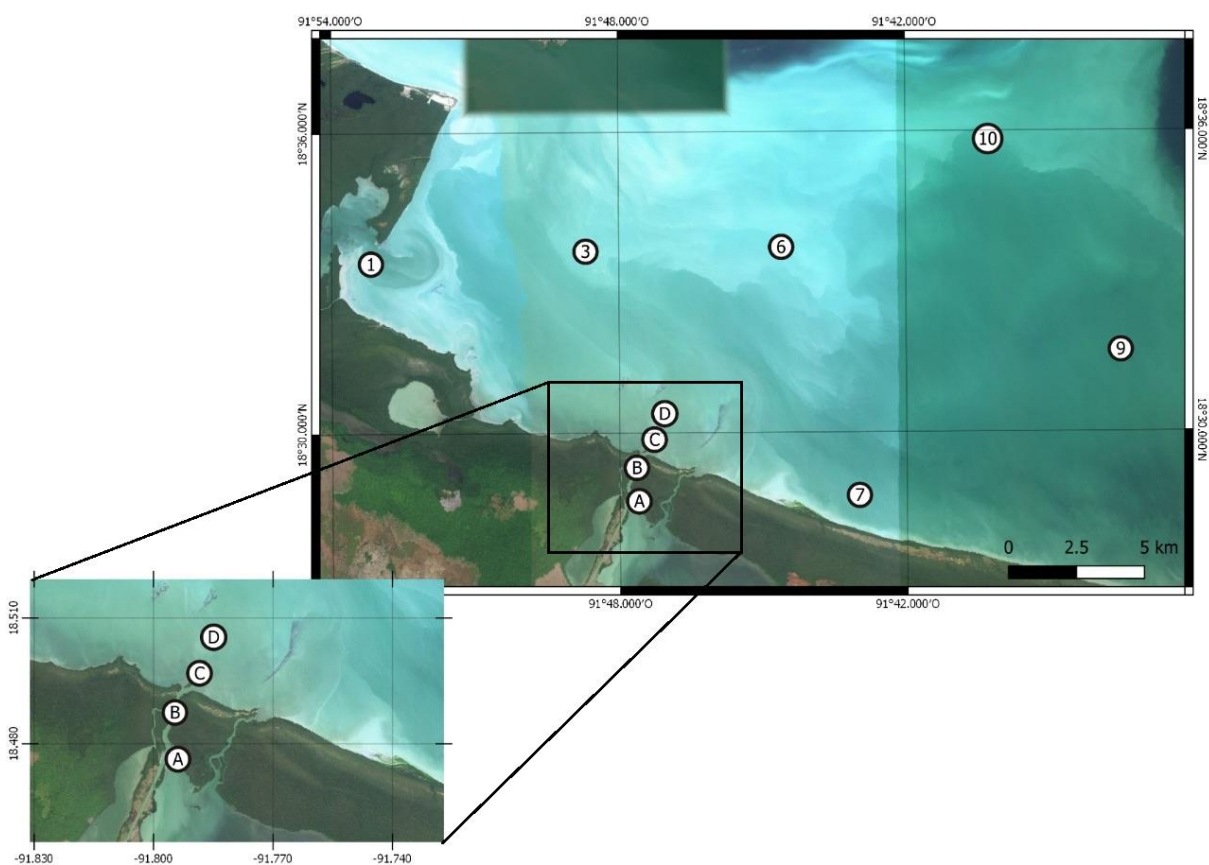


Figura 3. Ubicación de las estaciones de muestreo en la desembocadura del Río Palizada.

8.1.1 Variables físicas y químicas

La salinidad se midió empleando un refractómetro (American Optical), la temperatura se midió *in situ* con un termómetro de mercurio, la transparencia se midió mediante un disco de Secchi y el pH con un potenciómetro (Orion), el oxígeno disuelto se cuantificó por el método Winkler (**Strickland y Parsons, 1972**) y la profundidad con una sonda (Hondex PS-7). Para los nutrientes, se recolectó el agua resultante de la filtración de los pigmentos (150-250 ml), y se almacenó en botellas de polietileno debidamente lavadas con HCl al 10 %, enjuagadas, etiquetadas y se mantuvieron a 4 °C las cuales se transportaron al laboratorio, una vez ahí se mantuvieron a la temperatura más baja posible hasta su análisis, todas estas muestras tomadas a media columna de agua.

8.1.2 Pigmentos por el método de HPLC

En cada fecha de muestreo se colectaron muestras a media profundidad de cada estación, mediante una botella tipo Niskin con capacidad de 2 L, de donde se tomaron dos alícuotas, se filtraron de 200 a 500 ml de agua para la obtención la fracción microfitoplanctónica mediante filtros Whatman® GF/F de 25 mm de diámetro con un tamaño de poro nominal de 0.7 µm; la segunda alícuota se tamizó previamente mediante una malla de nylon de 20 µm de abertura, para retener la fracción microfitoplanctónica y así separarla de la fracción nano+picofitoplanctónica y posteriormente la fracción tamizada se filtró con filtros Whatman® GF/F de 25 mm de diámetro con una abertura de poro de 0.7 µm, ambos filtros (micro y nano+pico) fueron almacenados en tubos Eppendorf® de 2.0 ml debidamente etiquetados a una temperatura -20 °C, transportados al laboratorio y conservados a -80 °C hasta su procesamiento en el laboratorio (**Ansotegui et al., 2001; Ponce, 2016; Conan et al., 2017; Rajaneesh et al., 2018; Jiang et al., 2019**).

8.2 Trabajo de Laboratorio

8.2.1 Nutrientes

Las concentraciones de nitritos (NO₂⁻), ortofosfatos (PO₄⁻), amonio (NH₄⁺) y silicatos (SiO₂) se efectuaron siguiendo las técnicas propuestas por **Strickland y Parsons (1972)**. Las lecturas se llevaron a cabo con un espectrofotómetro SHIMADZU®-UV-1700 PharmaSpec.

8.2.2 Pigmentos por el método de HPLC

Los filtros que se almacenaron en los tubos Eppendorf de 2.0 ml se maceraron con una solución de metanol y acetato de amonio al 0.5 N y se mantuvieron en la obscuridad a una temperatura de 4 °C durante 24 horas. Se extrajeron utilizando un ultrasonicador durante tres minutos y posteriormente se centrifugaron a 7000 r.p.m. durante 15 minutos. El sobrenadante se colectó en viales de 2.0 ml. Se siguió el método propuesto por **Vidussi et al. (1996)**. En la tabla 1 se muestra el gradiente utilizado en el método.

Tabla 1. Gradiente de solventes propuesto por **Vidussi et al. (1996)**

Minutos	Solvente A (%)	Solvente B (%)
0	75	25
1	50	50
15	0	100
18	0	100
18.5	75	25

Solvente A = Metanol grado HPLC: Acetato de amonio 0.5 N, 70:30 v:v.

Solvente B = Metanol grado HPLC al 100%.

Los pigmentos presentes en las muestras se identificaron bajo dos criterios: comparación con los tiempos de retención (Tabla 2) y mediante comparación de los espectros de absorción (Fig. 4) de los diferentes estándares de pigmentos previamente corridos y almacenados en el cromatógrafo (**Hernández-Sandoval e Ibarra-Martínez, 2007**).

Tabla 2. Tiempos de retención para cada pigmento.

Pigmento/Estándar	Tiempo de retención (min)
Clorofila c2	4.08
Peridinina	4.68
Fucoxantina	5.83
Prasinoxantina	6.12
Violaxantina	6.25
19 Butanohiloxy-Fucoxantina	6.49
Neoxantina	6.98
19 Hexanohiloxy-Fucoxantina	7.56

Aloxantina	8.08
Anteraxantina	8.27
Luteína	9.01
Zeaxantina	9.28
Cantaxantina	10.36
Clorofila <i>b</i>	13.14
Divinil Clorofila <i>a</i>	15.36
Clorofila <i>a</i>	15.54
A-Caroteno	18.87
β -Caroteno	19.16

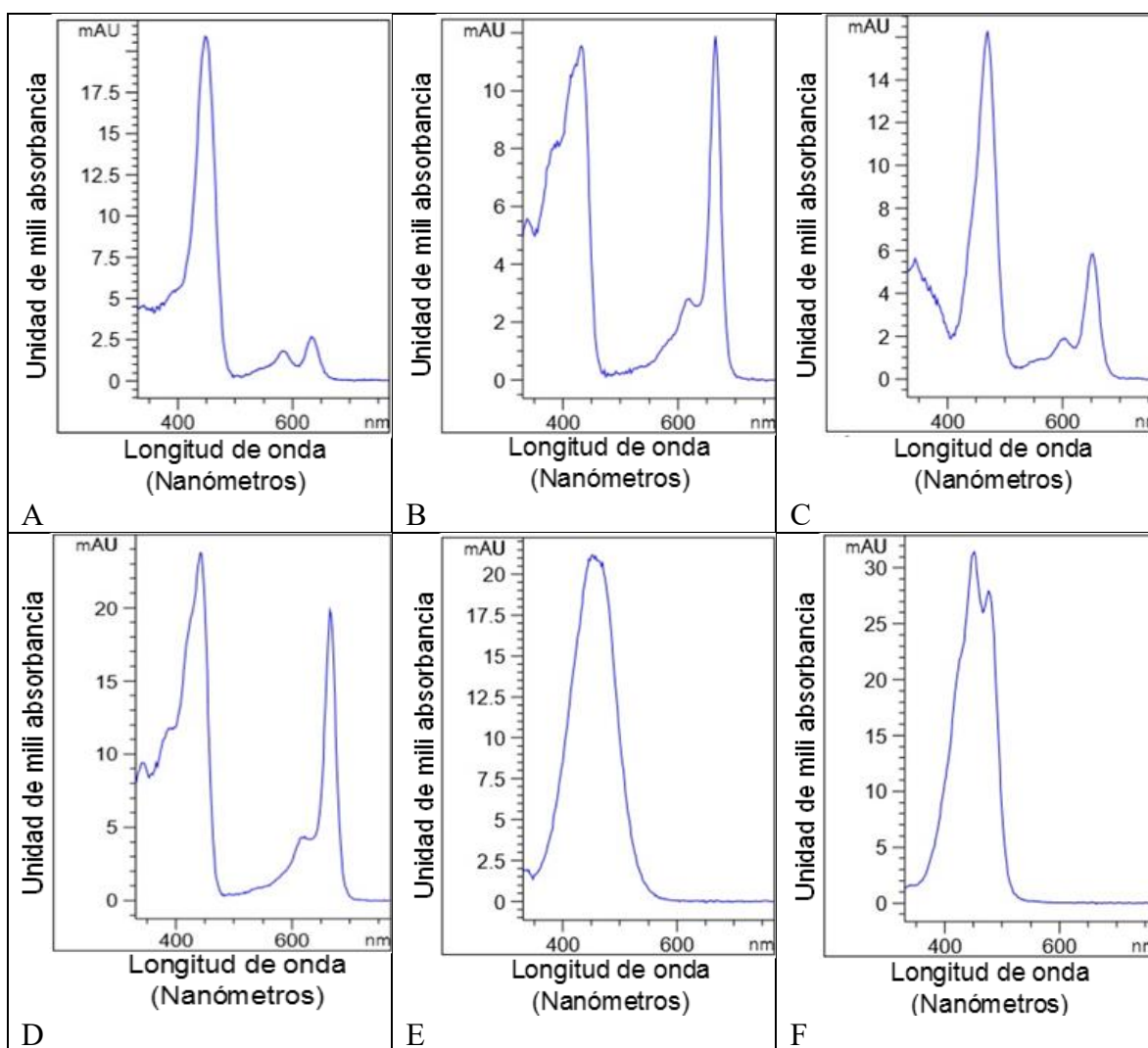


Figura 4. Espectros de absorción de algunos de los pigmentos cuantificados e identificados en este estudio: Clorofila c2 (A), Clorofila *a* (B), Clorofila *b* (C), Divinil Clorofila *a* (D), Fucoxantina (E) y Zeaxantina (F).

La concentración de cada pigmento se estimó con la siguiente ecuación (**Hernández-Sandoval e Ibarra-Martínez, 2007**):

$$\text{Pigmento: } \frac{(Am * FR) \left(\frac{Ve}{Vi}\right)}{V}$$

Donde:

Pigmento: Clorofilas (a, b y c2) y/o carotenos en mg/m³

Am= Área bajo la curva de cada pico de las muestras (mAU*S)

FR= Factor respuesta; Concentración del estándar (ng)/área del estándar (mAU*S)

Ve= Volumen de extracción en µl

Vi= Volumen de inyección de la muestra en µl

V= Volumen de la muestra filtrada en ml

Todas las muestras se analizaron en un cromatógrafo Hewlett Packard 1100, equipado con detector de arreglo de diodos (DAD), el cual consta de una lámpara de deuterio con un rango de detección que va de los 190 a los 900 nm y una lámpara de UV; además de un detector de fluorescencia (FLD), empleando software OpenLAB Versión A.01.02 con Chem Station Rev 0.01.02 (14).

9. ANÁLISIS DE DATOS

9.1. Pigmentos

9.1.1. Pigmentos Diagnósticos

Para evaluar la composición de las comunidades de fitoplancton, se siguieron los índices de pigmentos diagnósticos (PD) propuestos por **Barlow *et al.* (2008)** y se comprobó si esta era una estimación válida mediante una regresión lineal simple entre el total de Clorofila *a* (TCla) y la sumatoria de los PD ($r^2 = 0.96$, $n=38$; **Fig. 19**).

$$\text{TCl}a = \text{Cl}a + \text{DiCl}a$$

$$\text{PD} = \text{Cl}c2 + \text{Fuco} + 19\text{HF} + \text{Prasi} + \text{Neoxa} + \text{Alloxa} + \text{Zeaxa} + \text{Cantaxa}$$

Donde: (en mg/m³)

Cla= Clorofila *a*

DiCla= Divinil Clorofila *a*

Clc2= Clorofila C2

Fuco= Fucoxantina

19HF= 19'Hexanonohiloxi-Fucoxantina

Prasi= Prasincoxantina

Neoxa= Neonaxantina

Aloxa= Aloxantina

Zeaxa= Zeaxantina

Cantaxa= Cantaxantina

9.1.2 Grupos fitoplanctónicos determinados por el método de HPLC

Para determinar los grupos fitoplanctónicos presentes en la Laguna de Términos, los pigmentos se utilizaron como equivalentes de clorofila *a* y se siguieron las definiciones propuestas por **Barlow *et al.* (2008)**, **Gaul & Antia (2001)** y **Van Meerssche & Pinckney (2019)**.

Tabla 3. Grupos fitoplanctónicos y su respectivo pigmento marcador.

Grupo fitoplanctónicos	Pigmento
Diatomeas	(Fucoxantina + Clorofila c2)- 19'Hexanohiloxy-
	Fucoxantina
Dinoflagelados	Peridinina
Primnesiofitas/Haptofitas	19'Hexanohiloxy-Fucoxantina
Criptofitas	Aloxantina
Cianobacterias	Zeaxantina
Clorofitas	Clorofila b
Proclorofitas	Divinil clorofila <i>a</i>

9.2 Análisis estadísticos

9.2.1 Variables físicas y químicas

Se realizó un análisis exploratorio de datos utilizando como medida de tendencia central a la mediana ya que presenta una gran resistencia a los casos extraordinarios (**Zar, 1999**).

Para establecer qué prueba estadística aplicar (paramétrica o no paramétrica), se llevaron a cabo pruebas para determinar si los datos cumplen los supuestos de normalidad y homocedasticidad (**Zar, 1999**).

Para determinar si existían diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las temporadas se llevó a cabo un análisis de varianza (ANDEVA) o prueba de Kruskal-Wallis (no paramétrica), así como pruebas de comparaciones múltiples (Tukey-Kramer), para establecer diferencias entre los meses de muestreo.

Se realizaron gráficos de caja y bigote utilizando el programa Past 4; los mapas de distribución espacial se elaboraron con el programa Ocean Data View 5.2.1.

En el programa Primer-Versión 7.0.17.-PERMANOVA+1, con los datos de las variables ambientales (salinidad, temperatura, transparencia, oxígeno disuelto, pH, NO₂⁻, PO₄, NH₄⁺ y SiO₂) primero se transformaron los datos de nutrientes aplicando una transformación logarítmica, posteriormente se hizo una normalización de todas las variables ambientales. Para reconocer el comportamiento espacial se efectuó un análisis de componentes principales (ACP); se elaboró una matriz de distancias euclidianas entre muestras mediante un gráfico de escalamiento multidimensional no métrica (nMDS) para analizar la distribución de las temporadas en el plano, la eficiencia de este gráfico se puede medir mediante el stress, un stress menor a 0.05 es excelente. Asimismo, se realizaron pruebas de PERMDISP, la cual nos permite examinar la dispersión que existe dentro de las temporadas. Además, se hicieron pruebas de PERMANOVA entre Temporadas-Año (Llu-2018, Llu-2019 y Nor-2019) y solo temporadas (Lluvias y Nortes).

9.2.2 Pigmentos fotosintéticos

Para determinar si existían diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las temporadas se llevó a cabo un análisis de varianza (ANDEVA) o prueba de Kruskal-Wallis (no paramétrica), así como pruebas de comparaciones múltiples (Tukey-Kramer), para establecer diferencias entre los meses de muestreo.

Se realizaron gráficos de caja y bigote mediante el programa Past 4; los mapas de distribución espacial se elaboraron con el programa Ocean Data View 5.2.1.

9.2.3 Variables ambientales y grupos fitoplanctónicos

Se llevaron a cabo pruebas de emparejamiento de biota y medio ambiente (BIOENV) de acuerdo con el modelo BEST, un análisis de correspondencia canónica (ACC) para cada temporada y sus respectivas variables ambientales y biológicas, todo esto en el programa Primer-Versión 7.0.17.-PERMANOVA+1 y Past 4.

10. RESULTADOS

10.1 Variables físicas y químicas

10.1.1 Salinidad, temperatura, transparencia y pH.

La salinidad presentó valores promedio de 28.2, 28.8, 23.8 en Llu-2018, Llu-2019 y Nor-2019 respectivamente. Entre las temporadas las mayores salinidades se presentaron en Llu-2019 (Fig. 6B) presentando un amplio rango (5 a 37). En la figura 6 se puede observar la influencia de la entrada de agua dulce en la laguna, tanto del río Palizada como de la zona de Pom-Atasta. No se presentaron diferencias significativas entre temporadas ($p < 0.05$).

Durante las temporadas de Llu-2018 la temperatura presentó un máximo de 31 °C y un mínimo de 30 °C; en Llu-2019 la temperatura más alta fue de 32°C (Fig. 7B) y la mínima de 30°C. En Nor-2019 (Fig. 7C) fluctuó entre 25-27 °C. En la figura 5A se observa que en ambas temporadas de lluvias las temperaturas son significativamente más elevadas con respecto a nortes, ya que en esta época no rebasan los 28 °C; la temporada de Nor-2019 es significativamente diferente con respecto a las dos temporadas de lluvias ($p < 0.05$). En la figura 7 se observa que las zonas con mayor temperatura son aquellas que están en las orillas de la laguna y que son mucho más someras en comparación con el interior de la misma.

En cuanto a la transparencia (Fig. 5C), no se presentaron diferencias significativas entre las diferentes épocas ($p < 0.05$) con promedios 0.76, 0.47 y 0.55 m en Llu-2018, Llu-2019 y Nor-2019 respectivamente. La transparencia más baja (0.15 m) se presentó en la estación 7 en Llu-2018 (Fig. 8A). En la figura 8 se observa que las zonas con menos penetración de la luz son las que están cercanas a las descargas de agua dulce de la laguna.

En cuanto al pH, en ninguna temporada los valores fueron superiores a 8.6, en la figura 5D se puede observar que existe una ligera variación entre las tres temporadas, y sí existen diferencias significativas ($p < 0.05$); la temporada de Lluv-2019 resultó significativamente diferente de Lluv-2018 (Fig. 9A) y Nor-2019 ($p < 0.05$), con promedios de 7.8, 8.5 y 7.8 en Llu-2018, Llu-2019 y Nor-2019 respectivamente. Los valores mínimos de 7.30 en Nor-2019 se presentaron en la estación 5 (Fig. 9C), y el máximo de 8.61 en la estación 7 de Llu-2019 (Figura 9B).

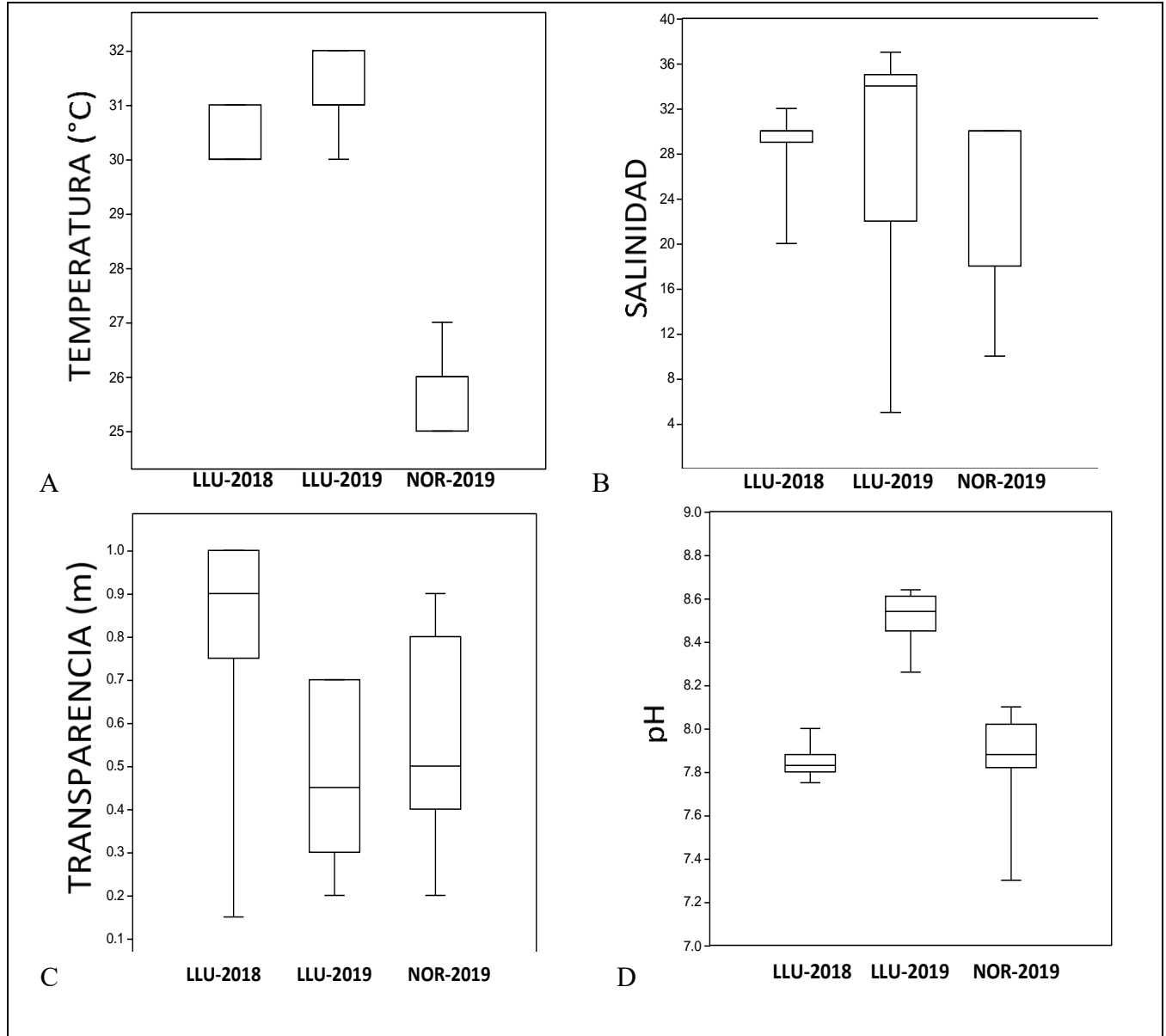


Figura 5. Valores de Temperatura (°C) (A), Salinidad (B), Transparencia (m) (C) y pH (D) para las tres temporadas.

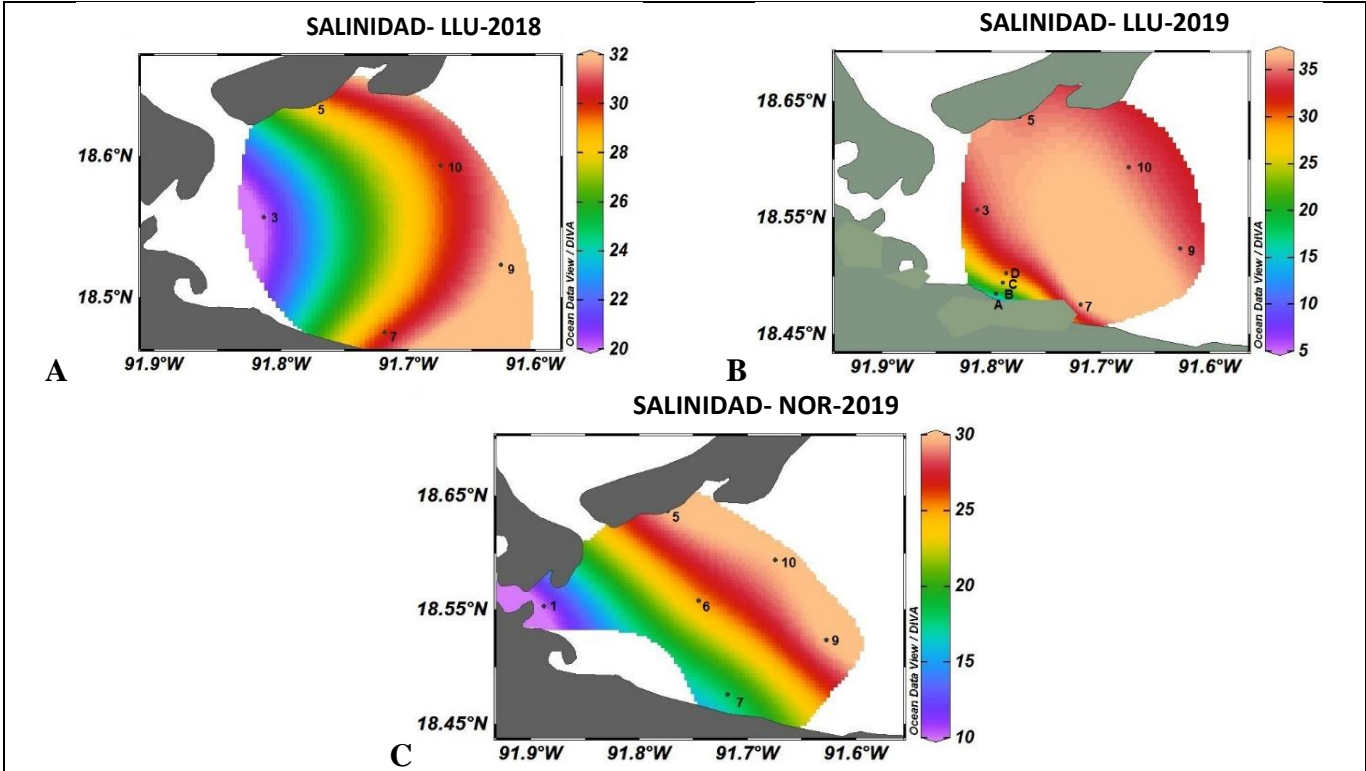


Figura 6. Distribución espacial de la salinidad para Lluvias-2018 (A), Lluvias-2019 (B) y Nortes-2019 (C).

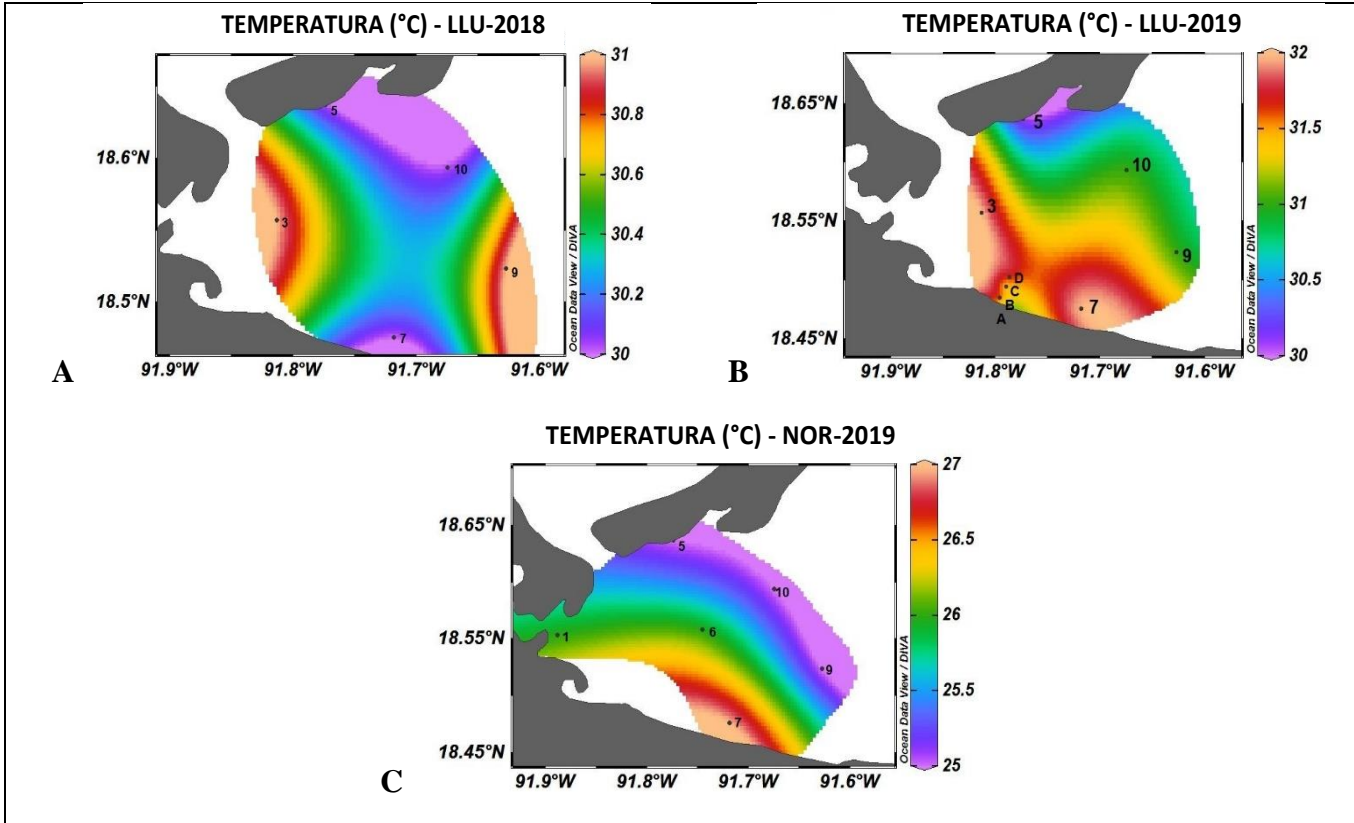


Figura 7. Distribución espacial de la temperatura (°C) para Lluvias-2018 (A), Lluvias-2019 (B) y Nortes-2019 (C).

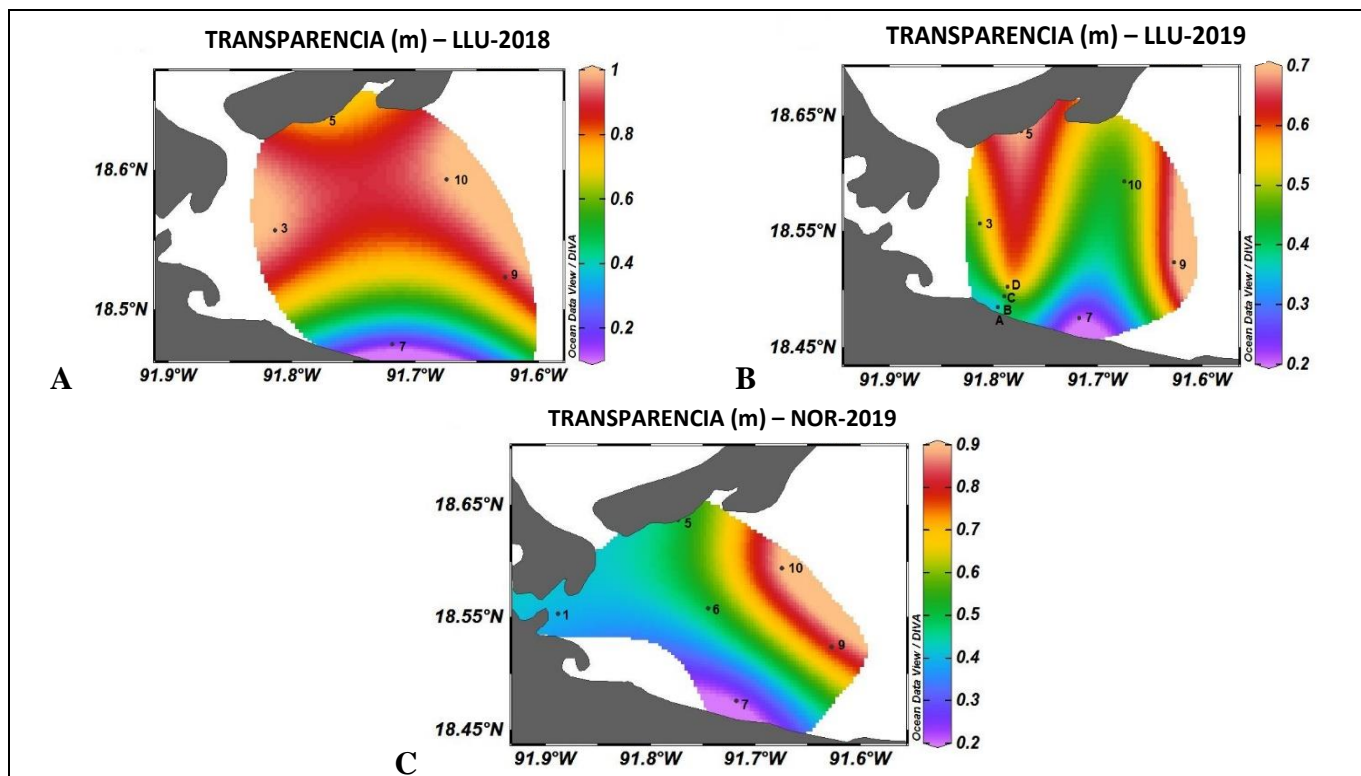


Figura 8. Distribución espacial de la transparencia mediante el disco de Secchi (m) para Lluvias-2018 (A), Lluvias-2019 (B) y Nortes-2019 (C).

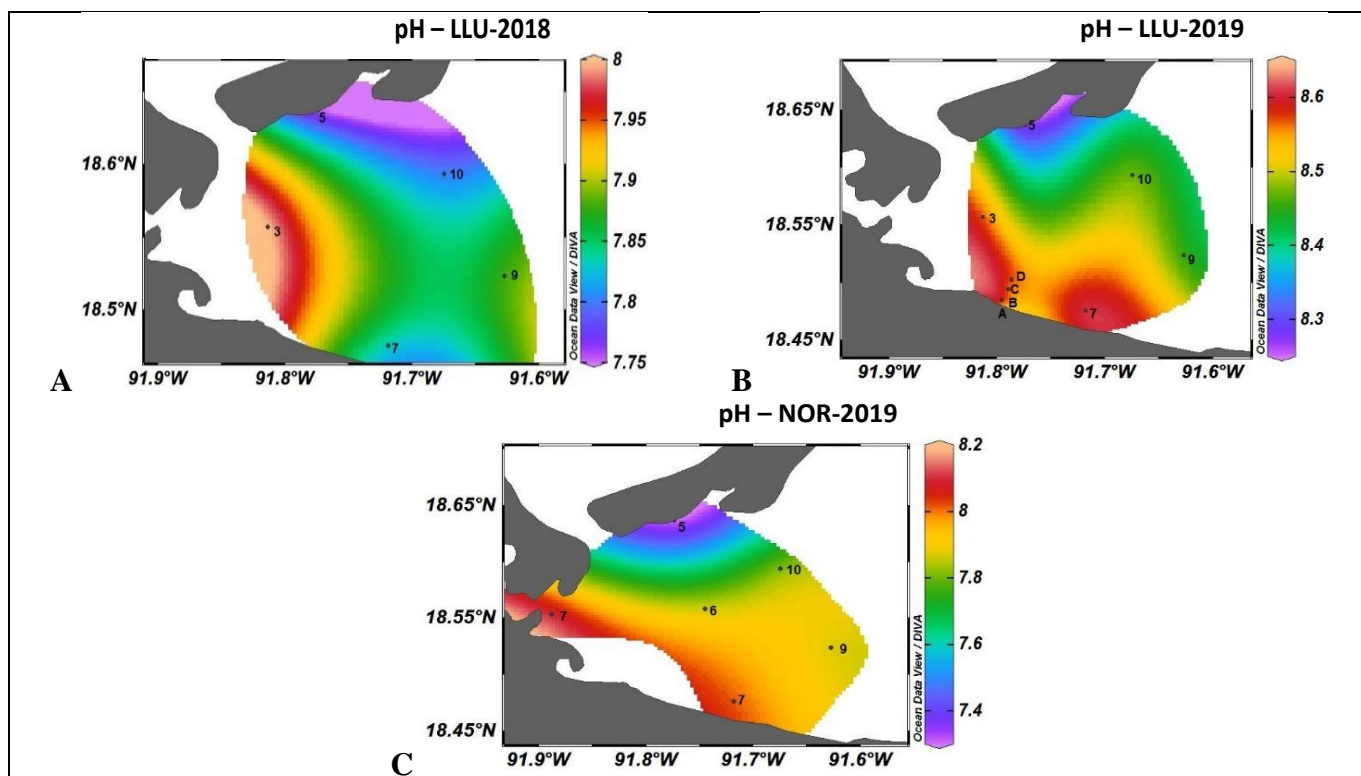


Figura 9. Distribución espacial del pH para Lluvias-2018 (A), Lluvias-2019 (B) y Nortes-2019 (C).

10.1.2 Oxígeno disuelto y Nutrientes

En la concentración del oxígeno disuelto, existieron diferencias significativas entre las temporadas ($p < 0.05$), siendo Nor-2019 diferente de Llu-2018 y Llu-2019. La mayor concentración de oxígeno disuelto se presentó en temporada de Llu-2018, con un máximo en la estación 7 con 7.48 mg/L (Fig. 10A), la cual está ubicada cerca de la desembocadura del río Palizada. En la temporada de Llu-2019 todas las estaciones presentaron intervalos de concentraciones de entre 4.3 a 7 mg/L; la mayor concentración se presentó en la estación C (7.02 mg/L) (Fig. 11B), ubicada fuera del río Palizada; con un promedio de 5.8 mg/L en Llu-2019. En Llu-2018, hubo un máximo de 7.5 mg/L en la estación 9 y un mínimo de 3.2 mg/L en la estación 3 (Fig. 11A).

En cuanto a los nutrientes, los nitritos (NO_2^-) (Fig. 10B) presentaron diferencias significativas entre algunas temporadas ($p < 0.05$), Llu-2018 (Fig. 12A) es diferente de Llu-2019 (Fig. 12B), y Nor-2019 (Fig. 12C) es diferente de las dos temporadas de lluvias.

Los ortofosfatos (PO_4) (Fig. 10C) presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre todas temporadas. Los valores promedio fueron 2.50, 0.19 y 4.89 μM en Llu-2018, Llu-2019 y Nor-2019 respectivamente. Lluvias-2019 (Fig. 13B) presentó concentraciones muy bajas con respecto a las otras dos temporadas. Los ortofosfatos presentan un incremento significativo en la estación 5 de Nor-19 (Fig. 13C) (8.38 μM), la cual está ubicada cerca de Isla del Carmen.

El amonio (NH_4^+) (Fig. 10D) presentó promedios de 7.97, 1.14 y 6.04 μM en Llu-2018, Llu-2019 y Nor-2019 respectivamente, no se detectaron diferencias significativas entre temporadas ($p < 0.05$). En Llu-18 (Fig. 14A) y Nor-19 (Fig. 14C) se presenta un máximo de 15.25 y 24.3 μM en la estación 3 y 5 respectivamente (cercana a Isla del Carmen). En Llu-2019 (Fig. 14B) el máximo fue de 2.32 μM en la estación 5.

En cuanto a los silicatos (SiO_2) (Fig. 10E) los valores de las temporadas de Llu-2019 (Fig. 15B) fueron muy bajos (promedio de 0.01), con respecto a las otras dos temporadas (6.41 en Llu-2018 y 10.09 μM en Nor-2019). Existen diferencias significativas entre todas las temporadas ($p < 0.05$). Las mayores concentraciones están asociadas a entradas de agua dulce como el río Palizada y la zona de Pom-Atasta.

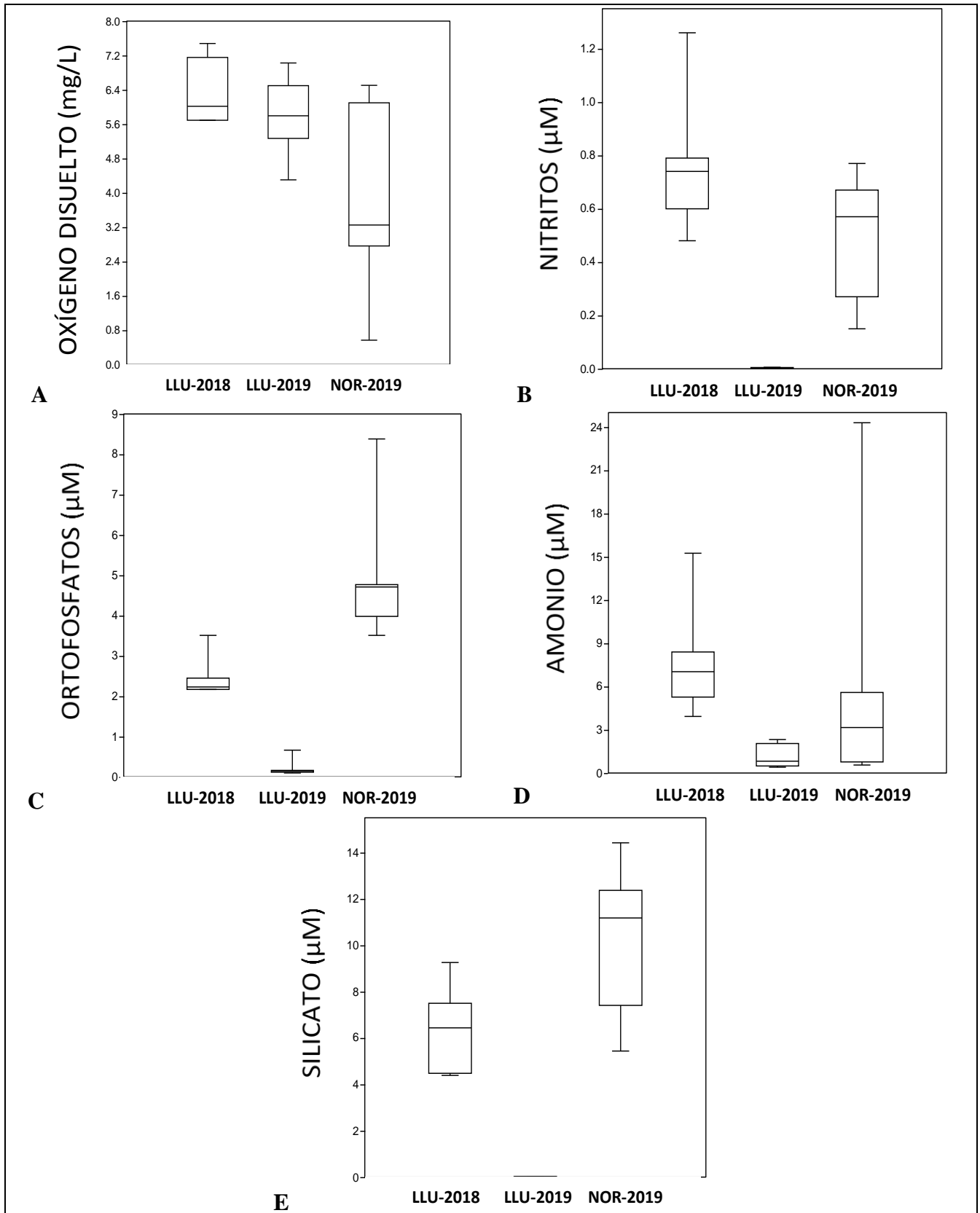


Figura 10. Concentración de Oxígeno disuelto (mg/L) (A), NO_2^- (μM) (B), PO_4 (μM) (C), NH_4^+ (μM) (D) y SiO_2 (μM) (E) para las tres temporadas.

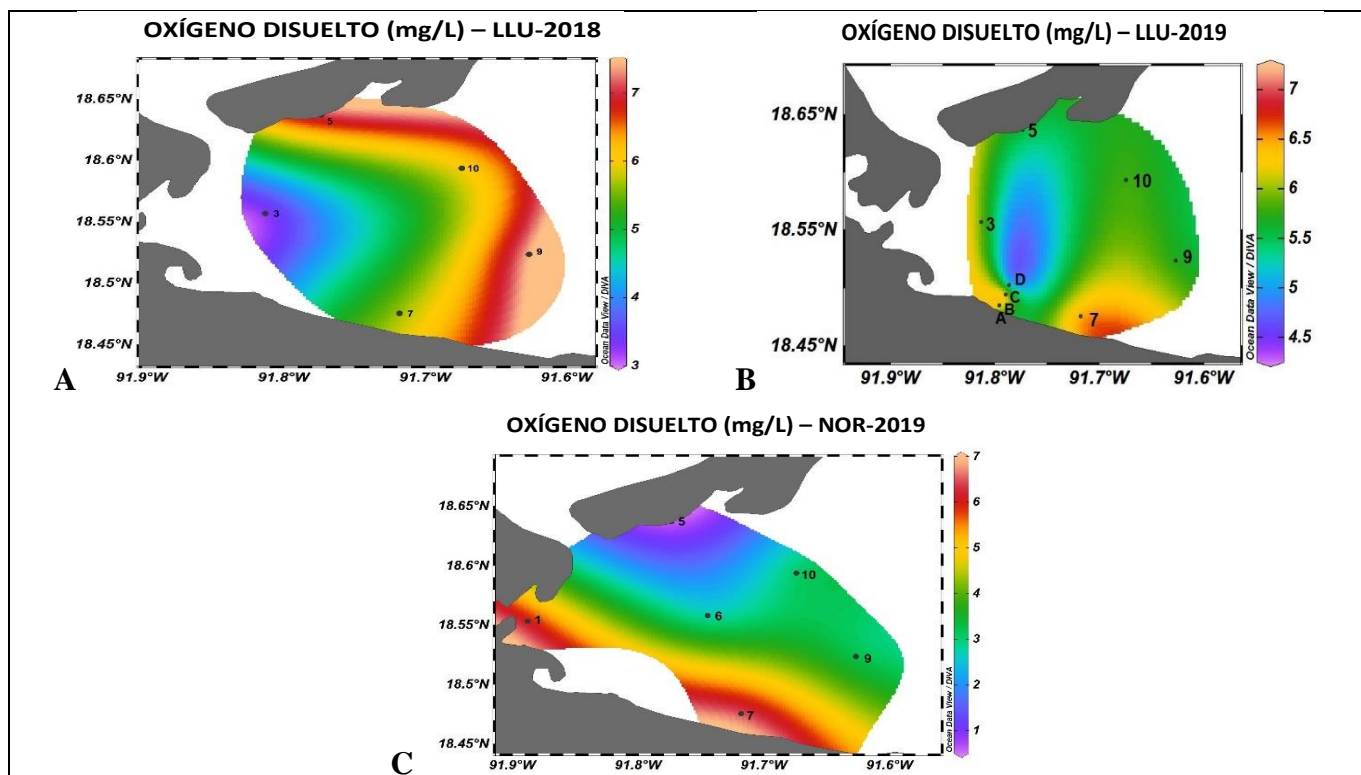


Figura 11. Distribución espacial del Oxígeno disuelto (mg/L) para Lluvias-2018 (A), Lluvias-2019 (B) y Nortes-2019 (C).

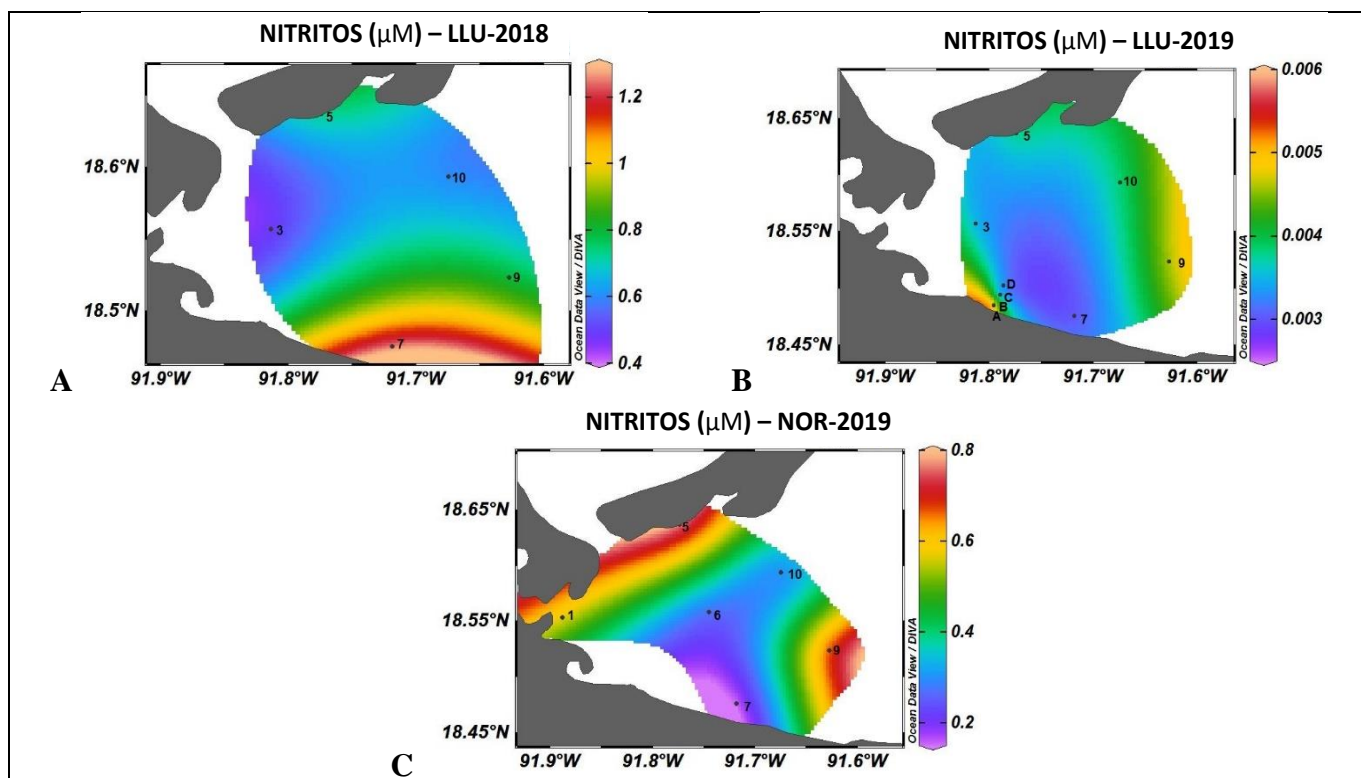


Figura 12. Distribución espacial de NO_2^- (μM) para Lluvias-2018 (A), Lluvias-2019 (B) y Nortes-2019 (C).

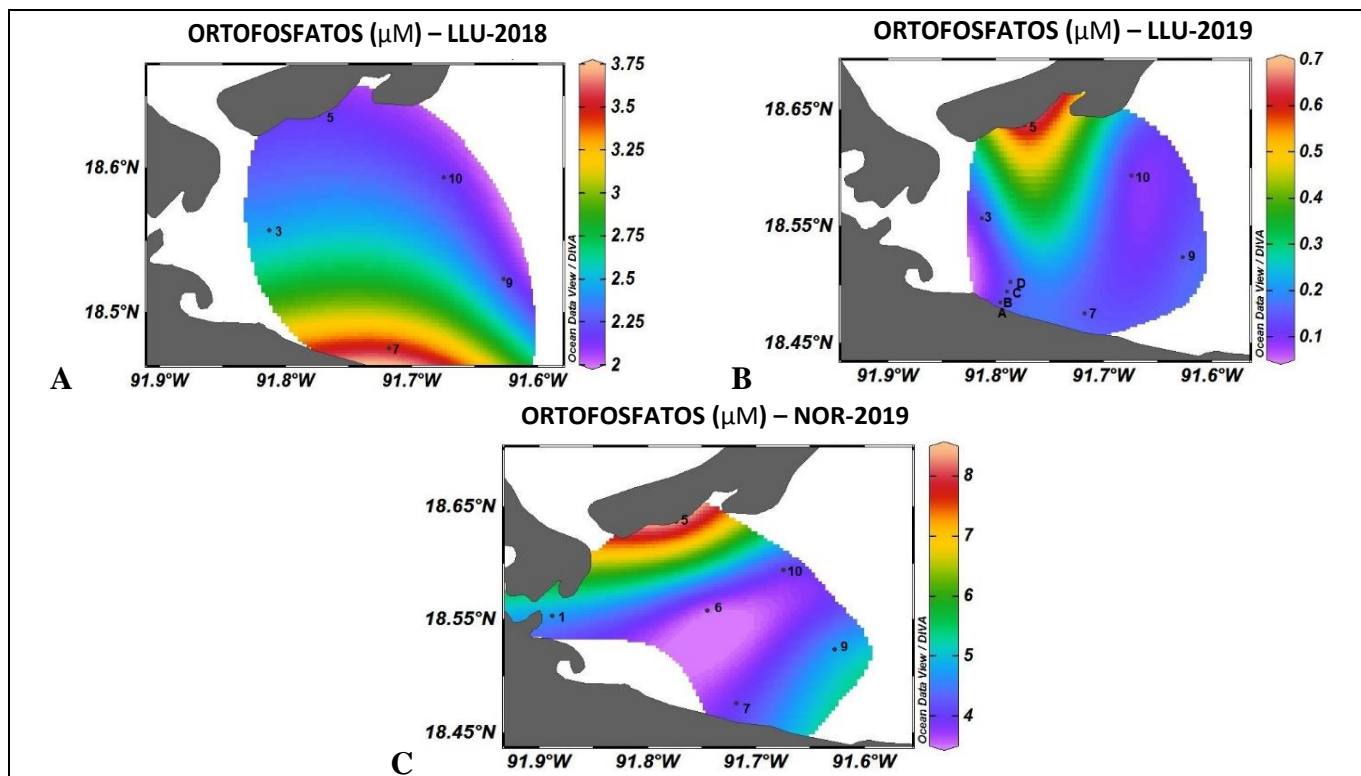


Figura 13. Distribución espacial de PO_4 (μM) para Lluvias-2018 (A), Lluvias-2019 (B) y Nortes-2019 (C).

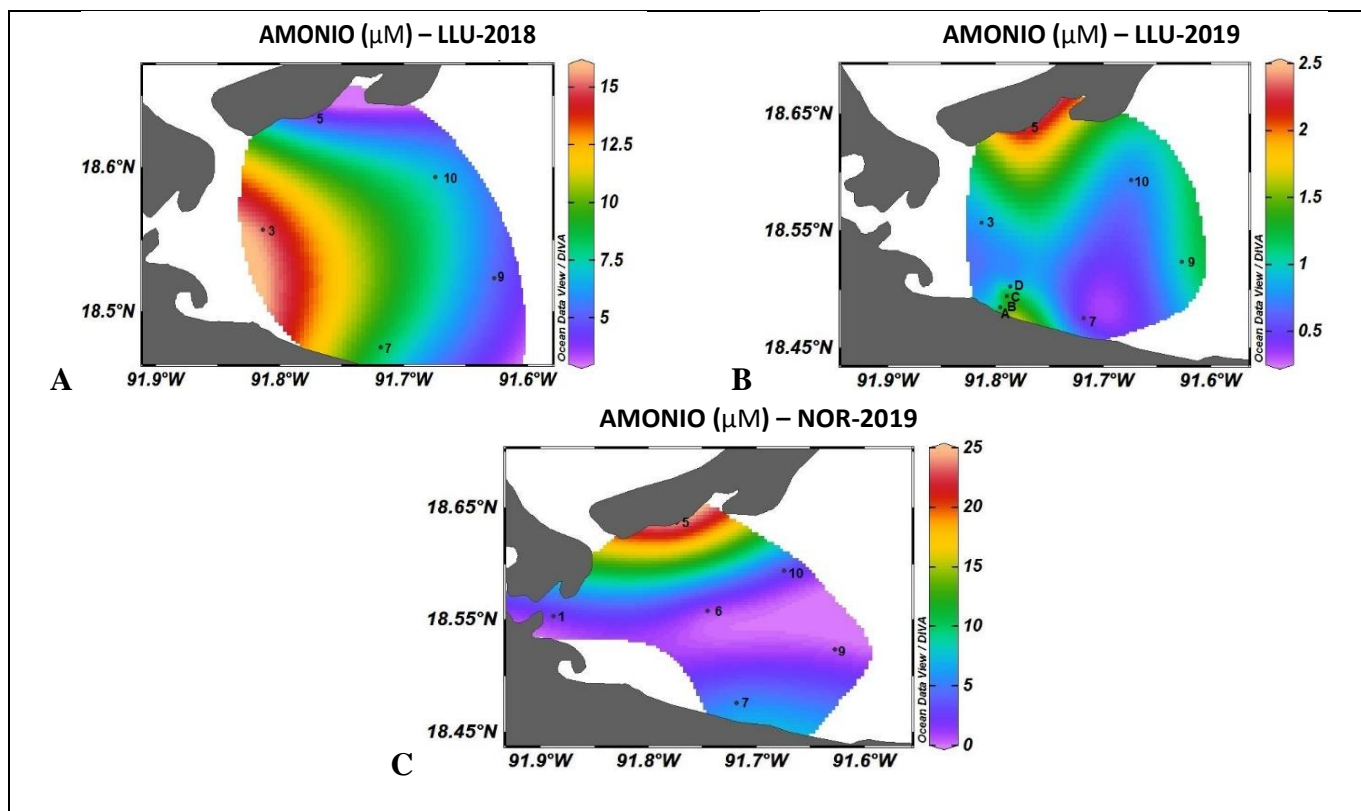


Figura 14. Distribución espacial de NH_4^+ (μM) para Lluvias-2018 (A), Lluvias-2019 (B) y Nortes-2019 (C).

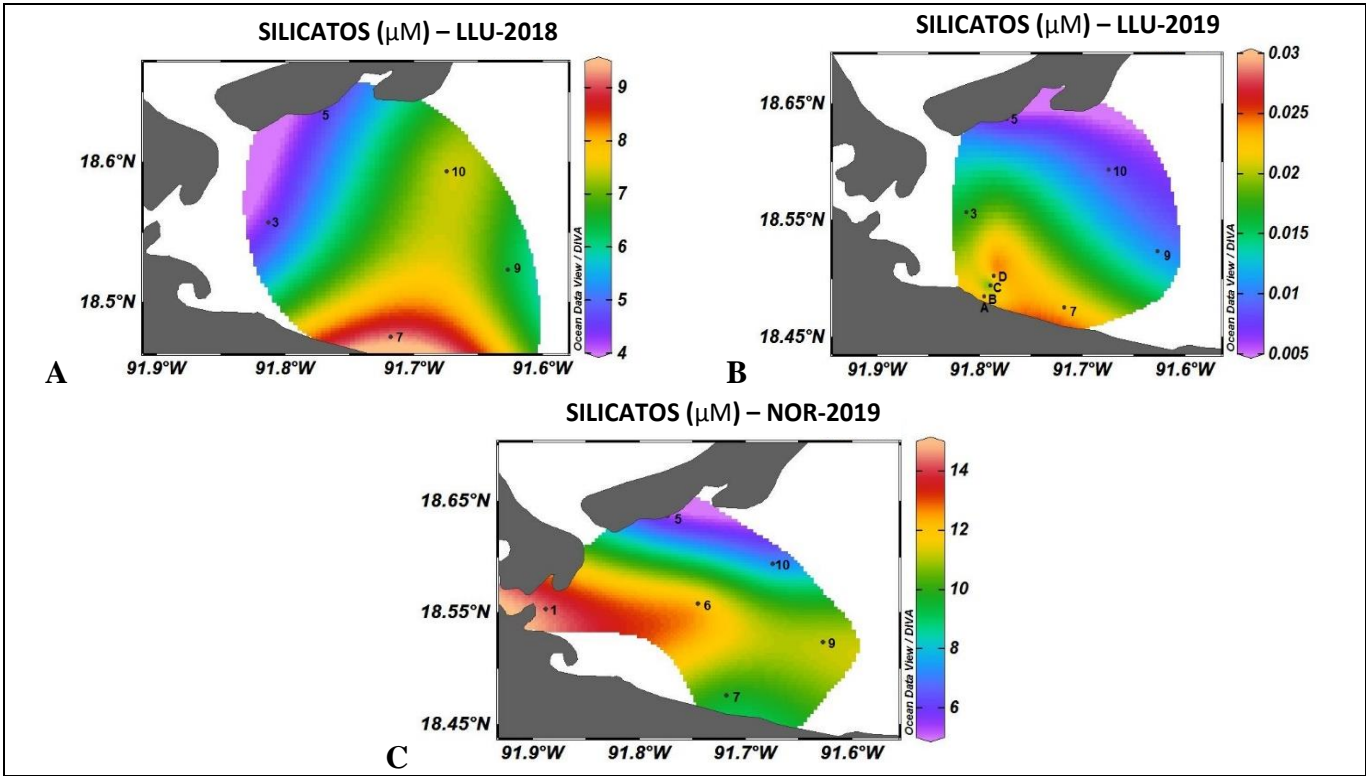


Figura 15. Distribución espacial de SiO_2 (μM) para Lluvias-2018 (A), Lluvias-2019 (B) y Nortes-2019 (C).

10.2 Resumen estadístico de las variables físicas y químicas

Tabla 4. Resumen estadístico (media, mínimo, máximo y desviación estándar) de las variables físicas y químicas de cada temporada.

	LLUVIAS - 2018				LLUVIAS - 2019				NORTES - 2019			
	Media	Mínimo	Máximo	Desviación Estándar	Media	Mínimo	Máximo	Desviación Estándar	Media	Mínimo	Máximo	Desviación Estándar
Salinidad	28.20	20	32	4.71	28.88	5	37	10.16	23.83	10	30	8.25
Temperatura (°C)	30.40	30	31	0.54	31.33	30	32	0.70	25.66	25	27	0.81
Transparencia (m)	0.76	0.15	1	0.35	0.47	0.20	0.70	0.17	0.55	0.20	0.90	0.25
pH	7.85	7.75	8	0.09	8.51	8.26	8.64	0.11	7.83	7.30	8.10	0.28
Oxígeno disuelto (mg/L)	6.40	5.79	7.48	0.85	5.85	4.30	7.02	0.79	3.71	0.57	6.50	2.23
NO ₂ ⁻ (μM)	0.77	0.48	1.26	0.29	-	-	-	-	0.45	0.15	0.77	0.24
PO ₄ (μM)	2.50	2.17	3.51	0.57	0.19	0.09	0.66	0.17	4.89	3.51	8.38	1.77
NH ₄ ⁺ (μM)	7.97	3.93	15.25	4.40	1.14	0.41	2.32	0.73	6.04	0.56	24.30	9.13
SiO ₂ (μM)	6.41	4.39	9.26	2.06	0.01	-	0.02	-	10.09	5.44	14.42	3.28

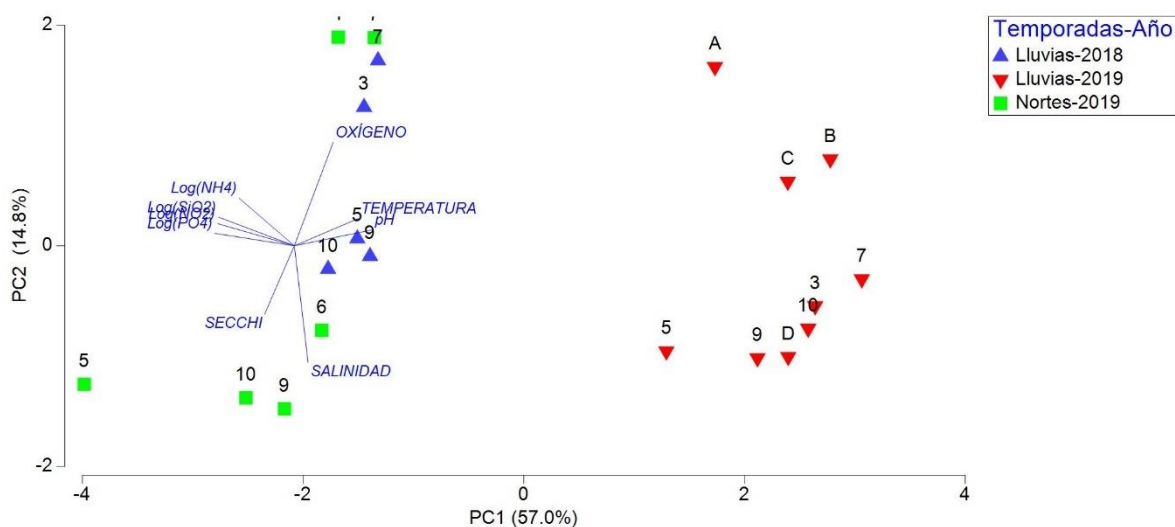


Figura 16. Análisis de componentes principales de las variables físicas y químicas para las tres temporadas.

Tabla 5. Resumen del análisis de componentes principales

PC	Autovalores	%Variación	% Varianza Acumulada
1	5.13	57.0	57.0
2	1.33	14.8	71.8

Tabla 6. Coeficientes en las combinaciones lineales de variables.

Variable	PC1	PC2
Salinidad	0.116	-0.670
Temperatura	-0.113	-0.588
Transparencia	-0.021	-0.106
pH	-0.357	-0.393
Oxígeno disuelto	-0.300	0.103
Log (NO ₂ ⁻)	0.459	-0.157
Log (PO ₄)	0.467	-0.070
Log (NH ₄ ⁺)	0.356	0.007
Log (SiO ₂)	0.448	0.005

El análisis de componentes principales (Fig. 16) realizado con las tres temporadas reveló que la salinidad, la temperatura y pH están estrechamente relacionados con la temporada Llu-2018; los nutrientes (nitritos, ortofosfatos, amonio y silicatos) no se asociaron con ninguna temporada; y Nor-2019 tampoco se relacionó con ninguna variable. Este análisis de componentes principales explica un 71.8 % de la varianza (Tabla. 4) en los dos primeros componentes.

Se realizaron pruebas de PERMDISP de todas las variables ambientales con permutaciones y pruebas por parejas para comparar temporadas, en la primera prueba se compararon las dos temporadas (Lluvias y Nortes con sus respectivos años), ($F(2,17) = 2.2877$ $p(\text{perm}) = 0.026$), por lo tanto, la comparación simultánea entre las tres temporadas (Llu-2018-Llu-2019), (Llu-2018-Nortes-2019) y (Lluvias-2019-Nortes-2019) definió que sí existen diferencias significativas ($p < 0.05$) (Fig. 17A).

Se realizó una segunda prueba de PERMDISP considerando solo las temporadas detectándose diferencias entre Nortes y Lluvias ($p < 0.05$) (Fig. 17B).

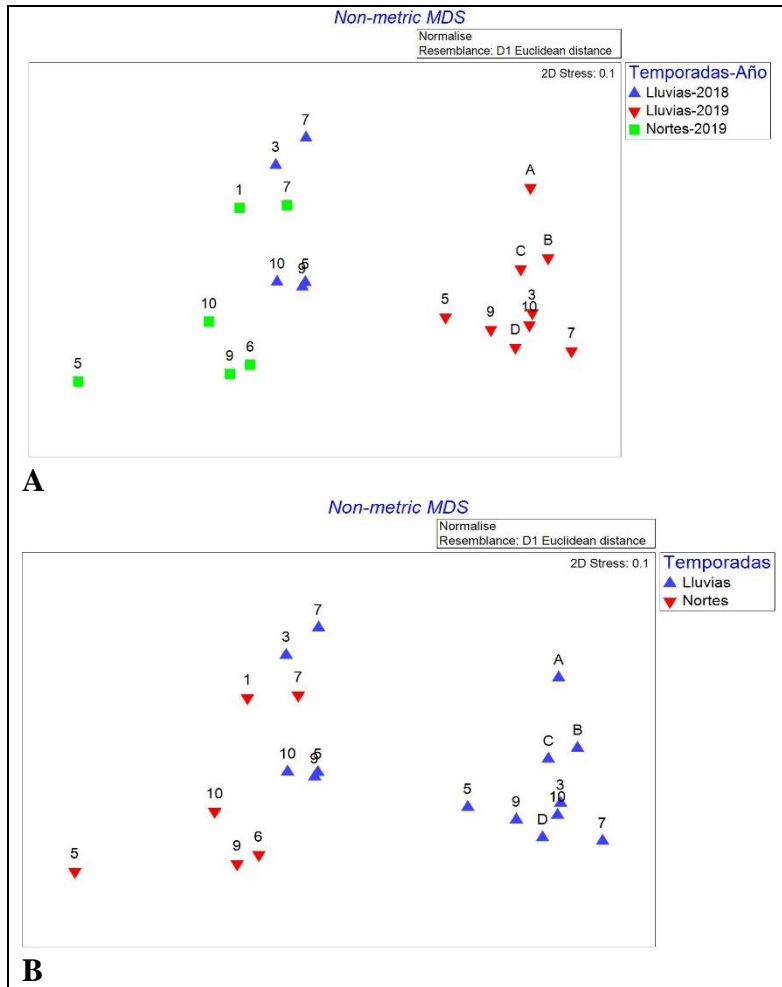


Figura 17. Gráficos de escalamiento multidimensional no métricos, por Temporadas-Año (A) y Temporadas (B).

La prueba de general de PERMANOVA entre las temporadas y sus respectivos años, mostró diferencias significativas ($Pseudo-F(2,17) = 15.543$ $p(perm) = 0.001$); se realizó una segunda prueba para definir cuáles son distintas y las comparaciones se obtuvo un valor menor a $p(perm) = 0.05$, por lo tanto, todas tienen varianza diferente.

10.3 Pigmentos fotosintéticos por el método de HPLC

En total, en las muestras se identificaron y cuantificaron 11 pigmentos marcadores, que fueron: clorofila *c2*, peridina, fucoxantina, neoxantina, 19'-Hexanoiloxo-Fucoxantina, aloxantina, zeaxantina, cantaxantina, clorofila *b*, divinil clorofila *a* y clorofila *a* (Fig. 18).

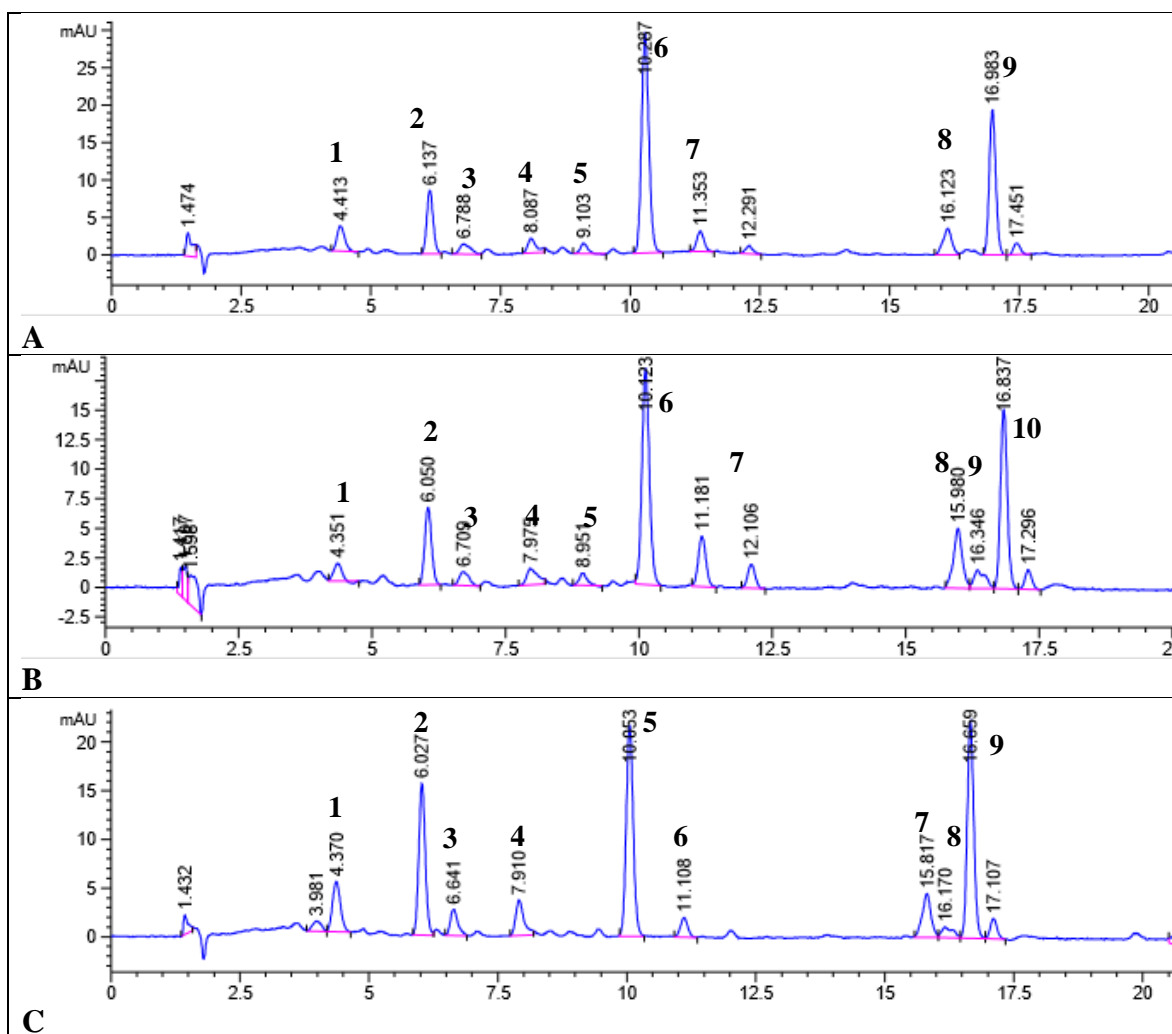


Figura 18. Cromatogramas de las estaciones 3 (A), 5 (B) y 10 (C) de la temporada de Lluvias-2018.

Tabla 7. Ejemplo de los pigmentos detectados y el tiempo de retención en cromatogramas de tres muestreos.

Lluvias-2018 (Estación 3)			Lluvias-2018 (Estación 5)			Lluvias-2018 (Estación 10)		
Pico	Tiempo de Retención	Pigmento	Pico	Tiempo de Retención	Pigmento	Pico	Tiempo de Retención	Pigmento
1	4.41	Clorofila c2	1	4.35	Clorofila c2	1	4.37	Clorofila c2
2	6.13	Fucoxantina	2	6.05	Fucoxantina	2	6.02	Fucoxantina
3	6.78	Neoxantina	3	6.70	Neoxantina	3	6.64	Neoxantina
4	8.08	19' HF	4	7.97	19' HF	4	7.91	19' HF
5	9.10	Aloxantina	5	8.95	Aloxantina	5	10.05	Zeaxantina
6	10.28	Zeaxantina	6	10.12	Zeaxantina	6	11.10	Cantaxantina
7	11.35	Cantaxantina	7	11.18	Cantaxantina	7	15.81	Clorofila b
8	16.12	Clorofila b	8	15.98	Clorofila b	8	16.17	Divinil clorofila a
9	16.98	Clorofila a	9	16.34	Divinil clorofila a	9	16.65	Clorofila a
			10	16.83	Clorofila a			

10.4 Pigmentos Diagnósticos

La regresión lineal simple entre la concentración total de clorofila *a* y la biomasa total estimada mediante la suma de las concentraciones de los pigmentos diagnósticos evaluados en cada una de las temporadas (Fig. 19), muestra una relación significativa, por lo que las concentraciones de los pigmentos diagnósticos son un buen estimador del aporte a la biomasa total de cada uno de los distintos grupos fitoplanctónicos.

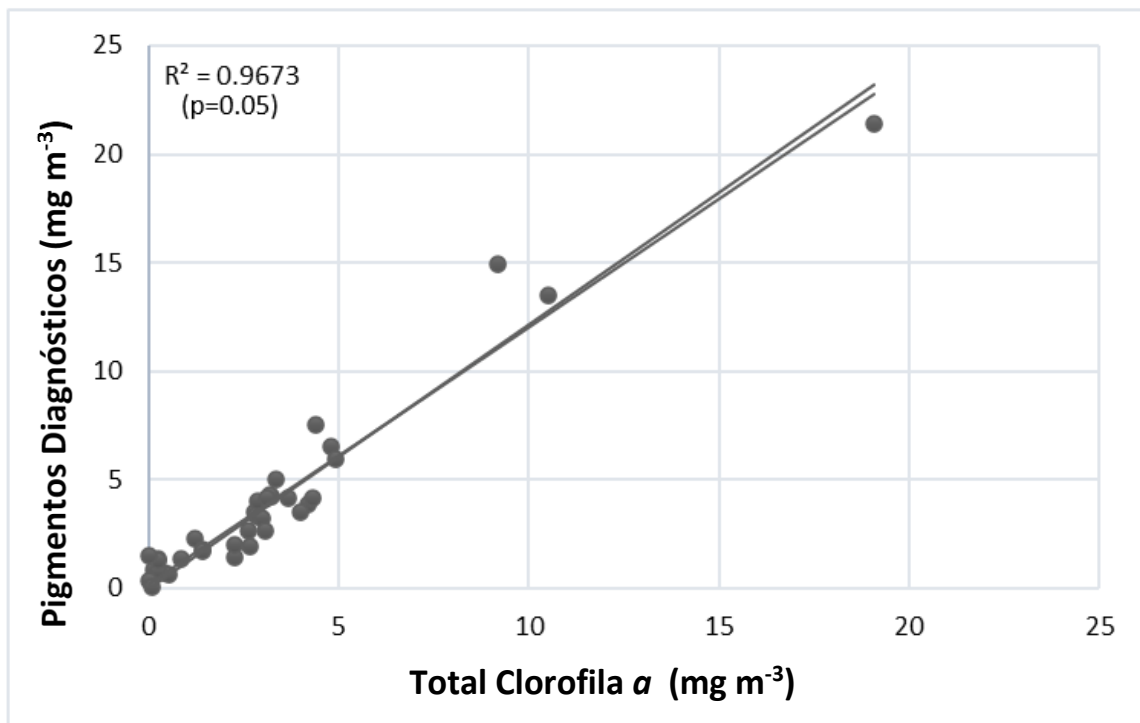


Figura 19. Relación entre la Clorofila *a* Total y la suma de los Pigmentos Diagnósticos.

10.5 Clorofila *a* por fracciones de tamaño

10.5.1 Clorofila *a* por fracciones de tamaño (Clorofila *a* Total)

Temporalmente, la clorofila *a* total no tuvo diferencias significativas para la fracción microfitoplanctónica ($p>0.05$), entre las temporadas (Llu-2018, Llu-2019 y Nor-2019); sin embargo, en la fracción nano+picofitoplanctónica sí hubo diferencias significativas ($p<0.05$), siendo Llu-2019 diferente de Llu-2018 y de Nor-2019 ($p<0.05$) (Fig. 20).

En Llu-2018 la fracción microfitoplanctónica contribuyó con el 58.8 % (32.13 mg/m³) al total de la biomasa mientras que el 41.2 % (22.49 mg/m³) fue aportado por la fracción nano+picofitoplancton; en Llu-2019 el microfitoplancton aportó el 68.7 % (11.61 mg/m³) y el nano+picofitoplancton 31.2 % (5.29 mg/m³) mientras que en Nor-2019 el microfitoplancton aportó el 57.6 % (25.66 mg/m³) y el nano+picofitoplancton 42.4 % (18.9 mg/m³).

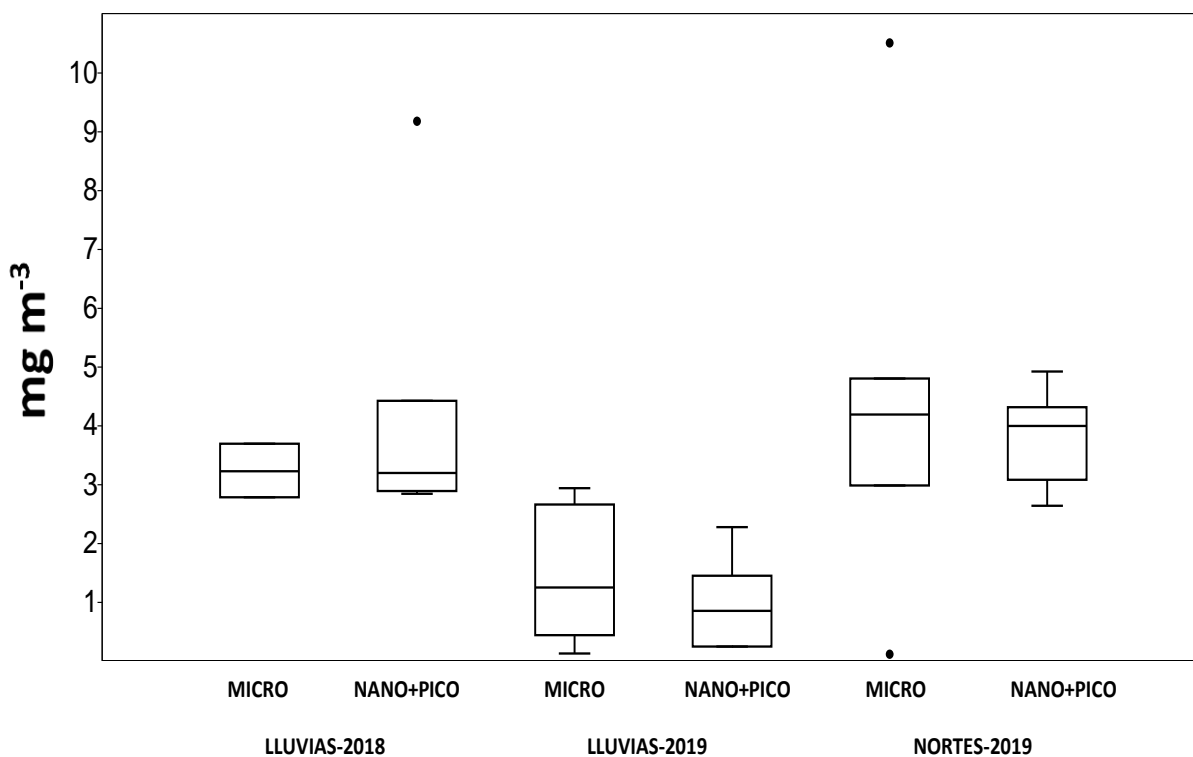


Figura 20. Clorofila *a* (TChl *a*) por fracciones de tamaño para cada temporada estimada mediante el método de HPLC.

A nivel espacial, en Llu-2018 la mayor biomasa de ambas fracciones (microfitoplanctónica y nano+picofitoplanctónica) se presentó en la estación 7 (19.07 y 9.17 mg/m³ respectivamente), mientras que la menor (2.77 mg/m³) se presentó en la estación 9 (Fig. 21A), la menor biomasa nano+picofitoplanctónica (2.83 mg/m³) se presentó en la estación 3 (Fig. 21B).

En Llu-2019, la biomasa más elevada (Clor *a*) generada por la fracción microfitoplancton se presentó en la estación C (2.93 mg/m³) y la menor fue en la estación D (0.12 mg/m³) (Fig. 21A), ambas estaciones ubicadas al interior del río Palizada, sin embargo, para la fracción nano+picofitoplanctónica la mayor concentración se registró en la estación B (2.26 mg/m³), y la menor concentración fue en la estación 9 (0.23 mg/m³).

En Nor-2019, el microfitoplancton mostró su mayor biomasa en la estación 6 (10.50 mg/m³) y la menor en la estación 10 (0.108 mg/m³) (Fig. 21A), para la fracción nano+picofitoplancton la mayor concentración se presentó en la estación 10 (4.92 mg/m³), y la menor fue en la estación 9 (2.63 mg/m³) (Fig. 21B).

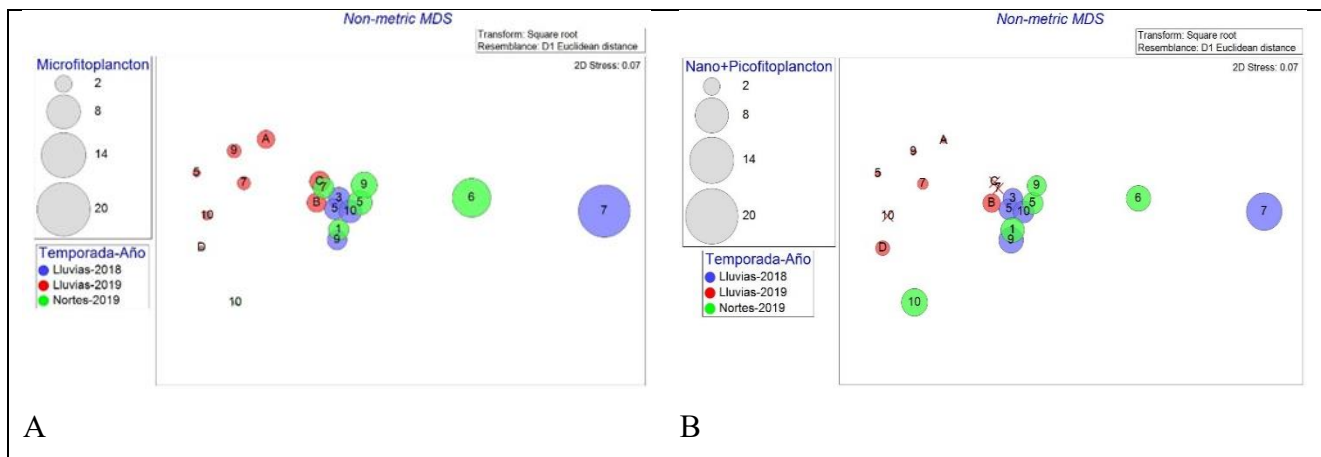


Figura 21. Contribución de Clorofila *a* (TChl *a*) por fracciones de tamaño para cada temporada, Microfitoplancton (A), Nano+Picofitoplancton (B), estimados mediante el método de HPLC.

10.5.2 Clorofila *a* por fracciones de tamaño (Pigmentos Diagnósticos)

La concentración de clorofila *a* no presentó diferencias significativas para la fracción microfitoplanctónica en las tres temporadas (Llu-2018, Luv-2019 y Nor-2019); sin embargo, la fracción Nano+Picofitoplancton sí presentó diferencias significativas ($p < 0.05$), siendo distintas entre sí Llu-2018 y Llu-2019 ($p < 0.05$).

En Llu-2018 de la clorofila *a* (PD) el 52.9 % (38.31 mg/m³) fue aportado por el microfitoplancton, mientras que solo el 47.1 % (34.16 mg/m³) por la fracción nano+picofitoplancton; en Llu-2019 el microfitoplancton aportó 55.3 % (12.92 mg/m³) y el nano+picofitoplancton 44.7 % (10.44 mg/m³); en Nor-2019 el microfitoplancton aportó 62.3 % (31.33 mg/m³) y el nano+picofitoplancton 37.7 % (19.1 mg/m³).

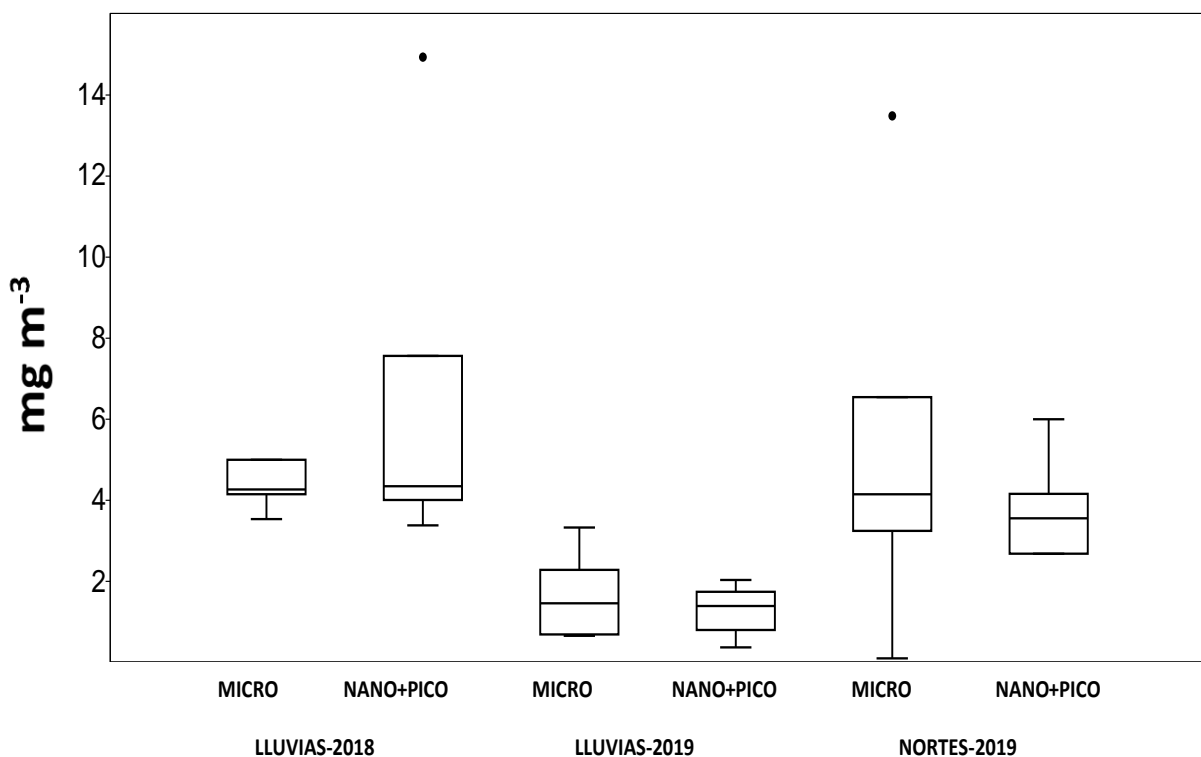


Figura 22. Clorofila *a* (PD) por fracciones de tamaño para cada temporada estimados mediante el método de HPLC.

En Llu-2018 el microfitoplancton tuvo la mayor contribución en la estación 7 (21.41 mg/m³) y la menor fue en la estación 9 (3.52 mg/m³) (Fig. 23B), de la misma manera para el Nano+picofitoplancton la mayor concentración se presentó en la estación 7 (14.92 mg/m³) y la menor fue en la estación 3 (3.36 mg/m³) (Fig. 23A).

En Llu-2019 el microfitoplancton tuvo la mayor concentración en la estación C (3.31 mg/m³) y la menor en la estación 10 (0.64 mg/m³) (Fig. 23B), para la fracción Nano+picofitoplanctónica la mayor concentración se presentó en la estación B (2.02 mg/m³) y la menor (0.35 mg/m³) en la estación 10 (Fig. 23A).

En Nor-2019 la fracción microfitoplanctónica tuvo mayor concentración en la estación 6 (13.47 mg/m³) y la menor en la estación 10 (0.089 mg/m³) (Fig. 23B), para la fracción Nano+picofitoplanctónica la mayor biomasa fue en la estación 10 (5.98 mg/m³) y la menor fue en la estación 5 (2.66 mg/m³) (Fig. 23A).

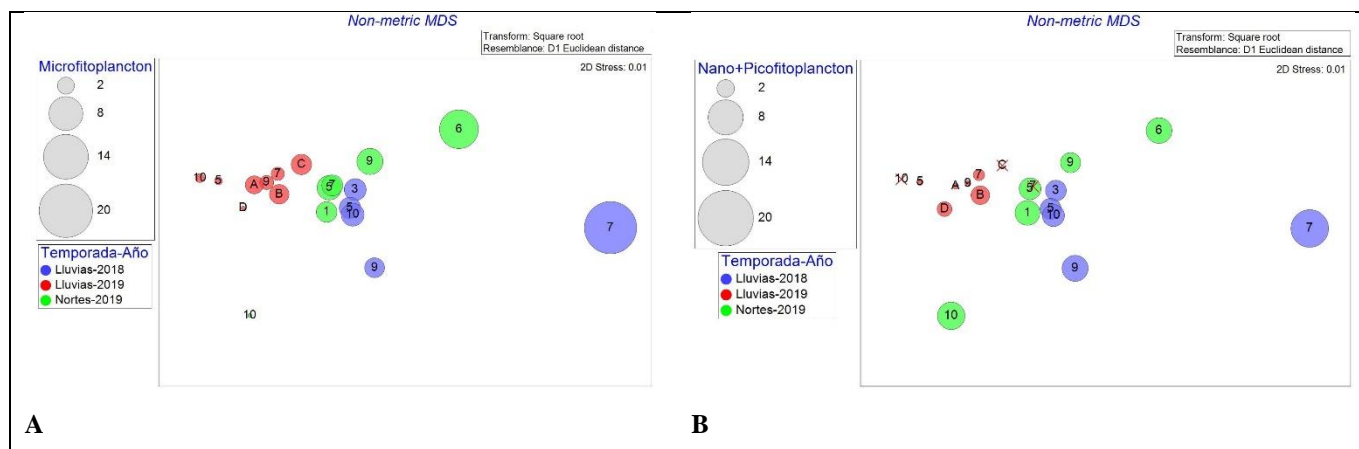
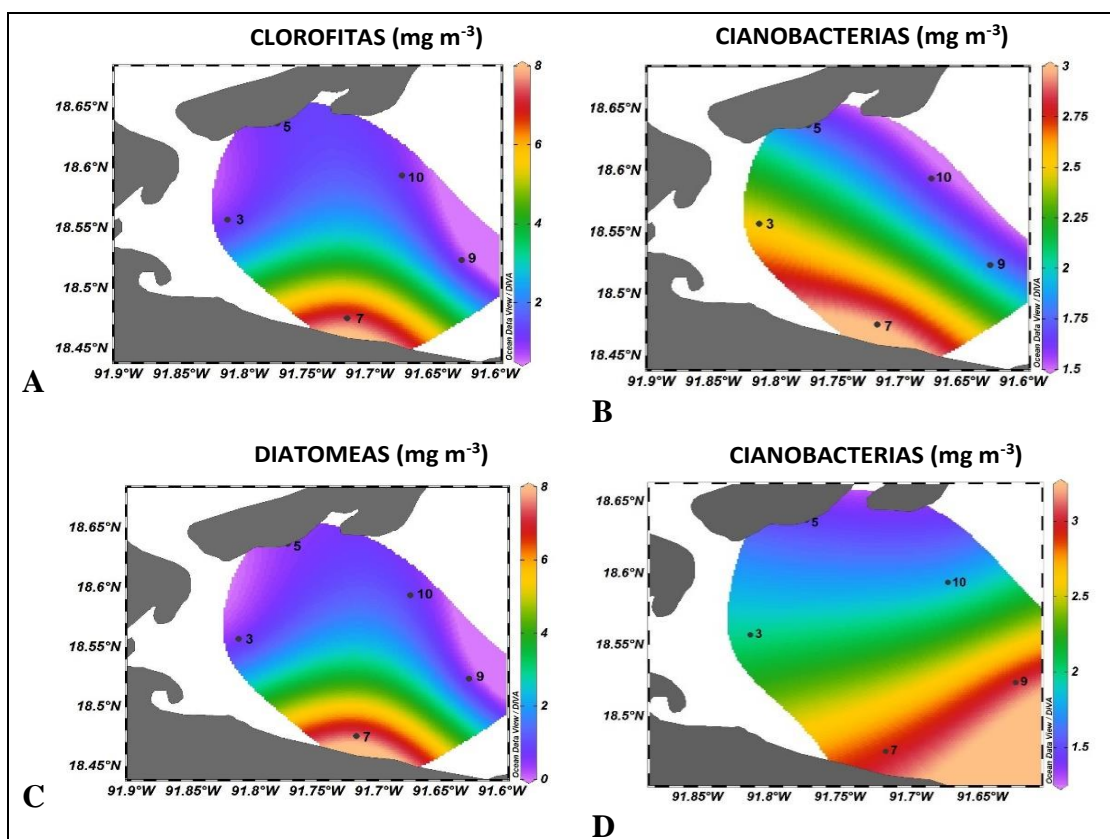


Figura 23. Contribución de Clorofila a (PD) por fracciones de tamaño para cada temporada, Microfitoplancton (A) y Nano+Picofitoplancton (B), estimados mediante el método de HPLC.

10.6 Contribución por grupos fitoplanctónicos

10.6.1 Lluvias 2018

Durante la temporada de Llu-2018, el mayor aporte para el microfitorplancton fue por parte de las clorofitas (11.61 mg/m^3) (Fig. 24A), seguida por las cianobacterias (10.63 mg/m^3) (Fig. 24B), aunque este grupo se distribuyó más ampliamente en las estaciones de muestreo y el intervalo de valores fue muy homogéneo en comparación a los otros dos grupos (clorofitas y diatomeas) ($1.57 - 2.98 \text{ mg/m}^3$), y por ultimo las diatomeas (9.93 mg/m^3) (Fig. 24C); para esta fracción y estos tres grupos de fitoplancton las mayores concentraciones se registraron en la estación 7 (asociada al Río Palizada), con el aporte de las clorofitas (7.33 mg/m^3), cianobacterias (2.98 mg/m^3) y diatomeas (7.55 mg/m^3). La fracción nano+picofitorplanctónica estuvo representada por las cianobacterias (11.21 mg/m^3) en las estaciones 7 y 9 con valores de 2.94 y 3.01 mg/m^3 respectivamente (Fig. 24E) mientras que las diatomeas contribuyeron con 6.12 mg/m^3 , y su distribución estuvo ubicada principalmente en la estación 7 (4.12 mg/m^3 ; Fig. 24F).



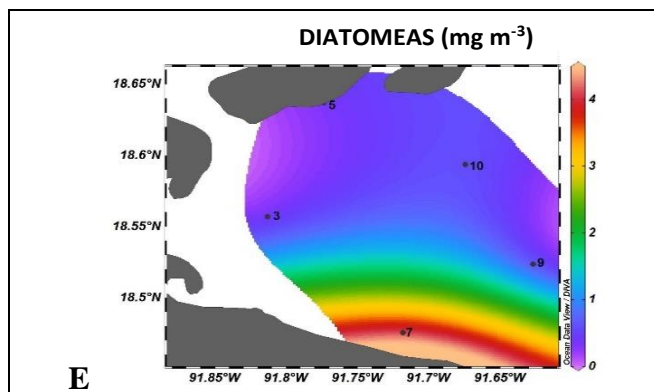


Figura 24. Contribución de Clorofitas (A), Cianobacterias (B) y Diatomeas (C) correspondientes a la fracción microfitoplanctónica y Cianobacterias (D) y Diatomeas (E) correspondientes a la fracción nano+picofitoplanctónica para la temporada Lluvias-2018.

10.6.2 Lluvias 2019

En esta temporada solo se registraron dos grupos de fitoplancton, diatomeas y cianobacterias, en la fracción microfitoplanctónica las diatomeas tuvieron el mayor aporte (10.18 mg/m^3), en la estación 7 (2.27 mg/m^3), seguidas de las estaciones B y C con valores de 1.93 y 1.89 mg/m^3 respectivamente (Fig. 25A); las cianobacterias presentaron un aporte al total de 2.48 mg/m^3 , la estación C presentó un mayor aporte a la biomasa (1.28 mg/m^3) con respecto a las demás estaciones (Fig. 25B); en la fracción nano+picofitoplanctónica la distribución fue similar, las diatomeas aportaron un total de 7.32 mg/m^3 siendo las estaciones ubicadas al interior del río Palizada (A, B y C) las que aportaron más con 1.28, 1.82 y 1.18 mg/m^3 respectivamente, la estación 7 presentó una contribución de 1.37 mg/m^3 . Mientras que las cianobacterias aportaron un total de 2.94 mg/m^3 en la estación 9 (1.01 mg/m^3) y D (1.01 mg/m^3).

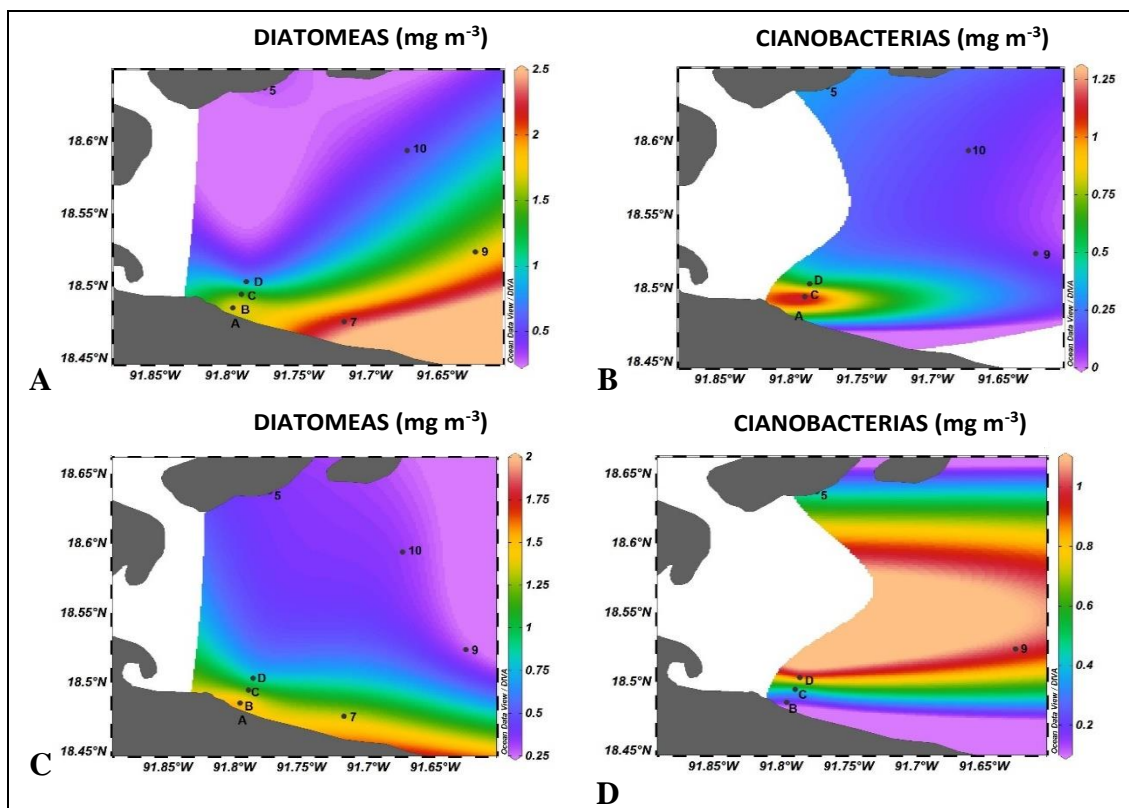
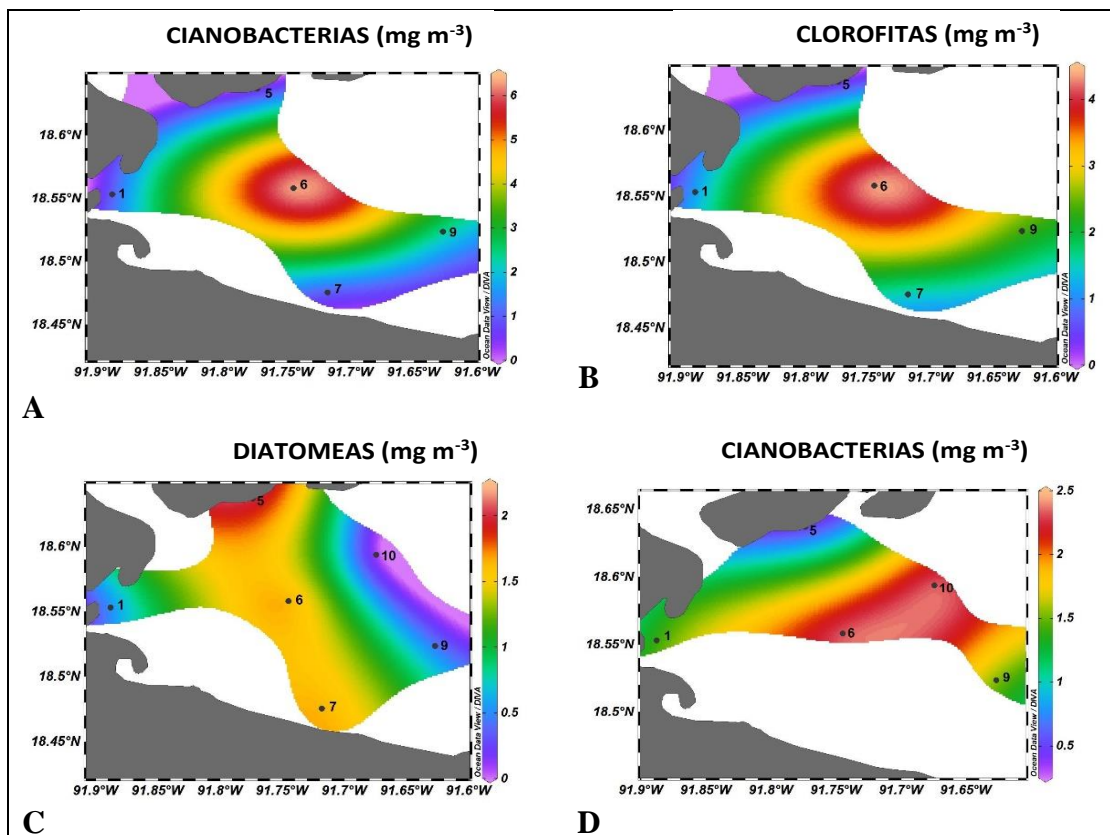


Figura 25. Contribución de Diatomeas (A) y Cianobacterias (B) correspondientes a la fracción microfitoplanctónica y Diatomeas (C) y Cianobacterias (D) correspondientes a la fracción nano+picofitoplanctónica para la temporada Lluvias-2019.

10.6.3 Nortes 2019

Los grupos con un mayor aporte a la fracción microfitoplanctónica fueron las cianobacterias (Fig. 26A) y las clorofitas (Fig. 26B) con 11.20 y 9.67 mg/m³ respectivamente, seguidas por las diatomeas (Fig. 26C) con un total de 6.35 mg/m³. En las cianobacterias y las clorofitas se detectó un aumento en la estación 6 con 6.35 y 4.38 mg/m³ respectivamente, y las diatomeas lo hicieron en la estación 5 (2.00 mg/m³). Con respecto a la fracción nano+picofitoplanctónica hubo mayor diferencia en concentración entre grupos, la mayor fue dada por las cianobacterias (8.08 mg/m³) en la estación 6 y 10 (2.32 y 2.33 mg/m³) (Fig. 26D), seguidas por las clorofitas (4.43 mg/m³) en la estación 6 y 10 (1.10 y 1.20 mg/m³) (Fig. 26E) y por último las diatomeas (Fig. 26F) (3.84 mg/m³), las mayores concentraciones se presentaron en las estaciones 5 y 10 (1.24 y 1.13 mg/m³, respectivamente).

De todos los muestreos, esta fue la única temporada donde se registró al pigmento representativo para los dinoflagelados (peridina), y sólo fue en las estaciones 5 (0.20 mg/m³) en la fracción microfitoplanctónica y en la estación 10 (0.34 mg/m³) para la fracción nano+picofitoplanctónica.



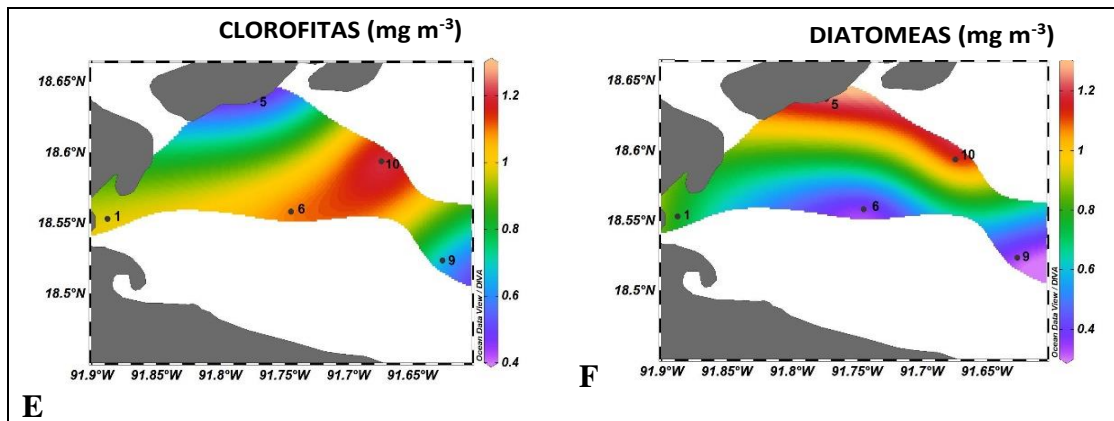


Figura 26. Contribución de Cianobacterias (A), Clorofitas (B) y Diatomeas (C) correspondientes a la fracción microfitoplanctónica, Cianobacterias (D), Clorofitas (E) y Diatomeas (F) correspondientes a la fracción nano+picofitoplanctónica para la temporada de Nortes-2019.

10.7 Relación de los grupos fitoplanctónicos con las variables ambientales

10.7.1 Lluvias 2018

El resultado de la prueba BIOENV muestra que los mejores emparejamientos de combinaciones de variables ambientales que explican las variaciones espaciales en esta temporada fueron la salinidad, transparencia, NO_2 y el oxígeno disuelto, explicando un total de 85 % de la variación; en cuanto a la fracción microfitoplanctónica cinco variables ambientales explican un total de 83 % de la variación, y son salinidad, temperatura, transparencia, NO_2 y SiO_2 ; para la fracción nano+picofitoplanctónica fueron la salinidad, transparencia, NO_2 y oxígeno disuelto describiendo un total de 89 % de la variación.

Con base en el análisis de correspondencia canónica (ACC), se relacionaron los variables ambientales con los grupos fitoplanctónicos presentes en cada fracción de tamaño. En la temporada de Llu-2018 para la fracción microfitoplanctónica, las clorofitas estuvieron relacionadas con la salinidad, las cianobacterias con la transparencia y la temperatura y las diatomeas a los SiO_2 y el oxígeno disuelto (Fig. 27A). Para la fracción nano+picofitoplanctónica las cianobacterias se asociaron a la transparencia, las diatomeas al oxígeno disuelto, SiO_2 y PO_4 y las clorofitas a la salinidad (Fig. 27B).

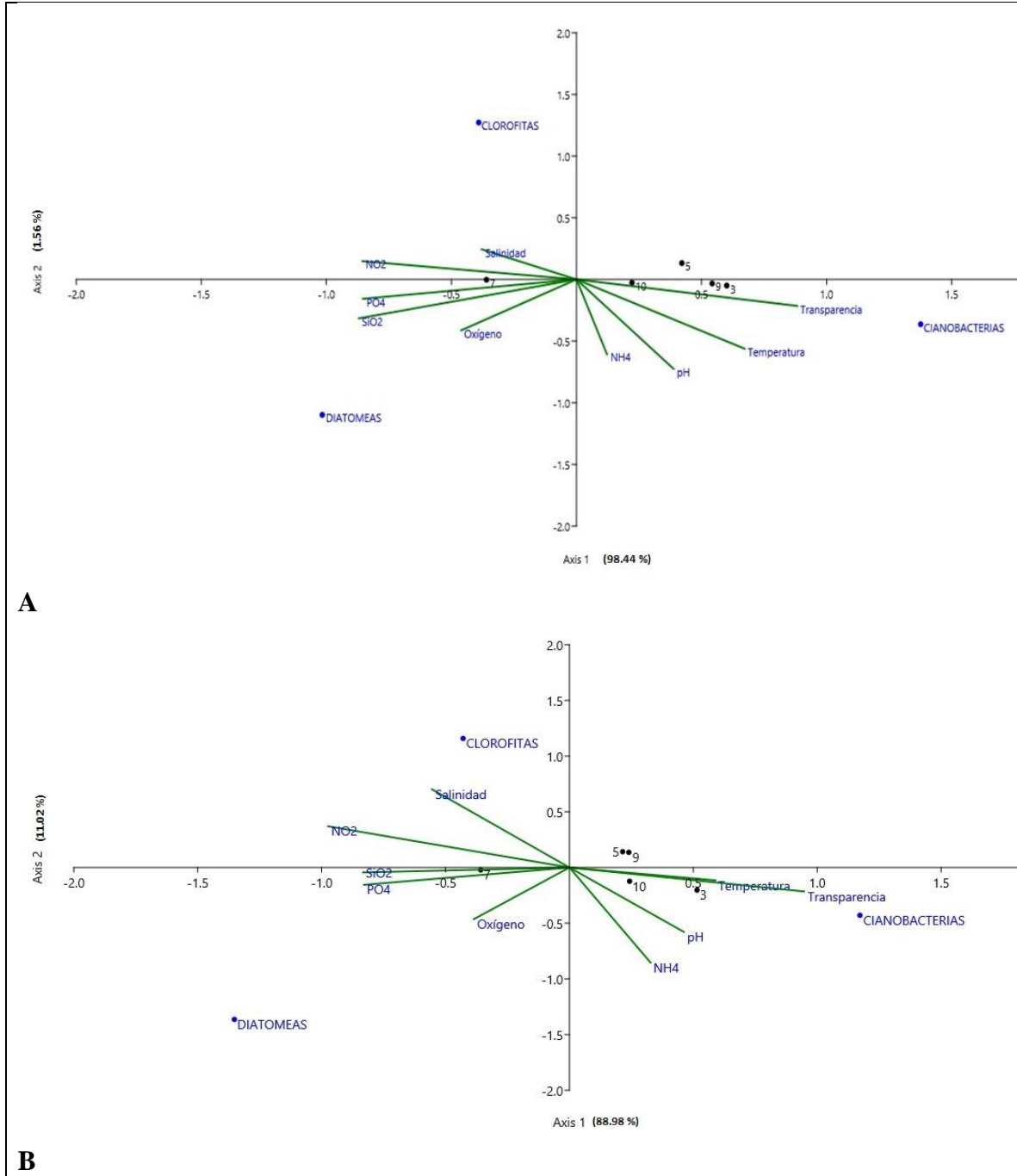


Figura 27. Análisis de correspondencia canónica para la fracción microfitoplanctónica (A) y nano+picofitoplanctónica (B) para la temporada de Lluvias 2018.

10.7.2 Lluvias 2019

En esta temporada tres variables describen un 60 % de la variación de los grupos fitoplanctónicos y fueron la transparencia, SiO₂ y el oxígeno disuelto. Para la fracción microfitoplanctónica las variables fueron la transparencia, oxígeno disuelto y PO₄ que explican 47 %; el 59 % de la variación en la fracción nano+picofitoplanctónica es explicada por la transparencia y SiO₂.

Como resultado del análisis de correspondencia canónica (ACC), en la fracción microfitoplanctónica, las diatomeas se relacionaron con el oxígeno disuelto y el NH₄⁺. En la fracción nano+picofitoplanctónica las diatomeas estuvieron asociadas a los NO₂, SiO₂, temperatura y pH (Fig. 28).

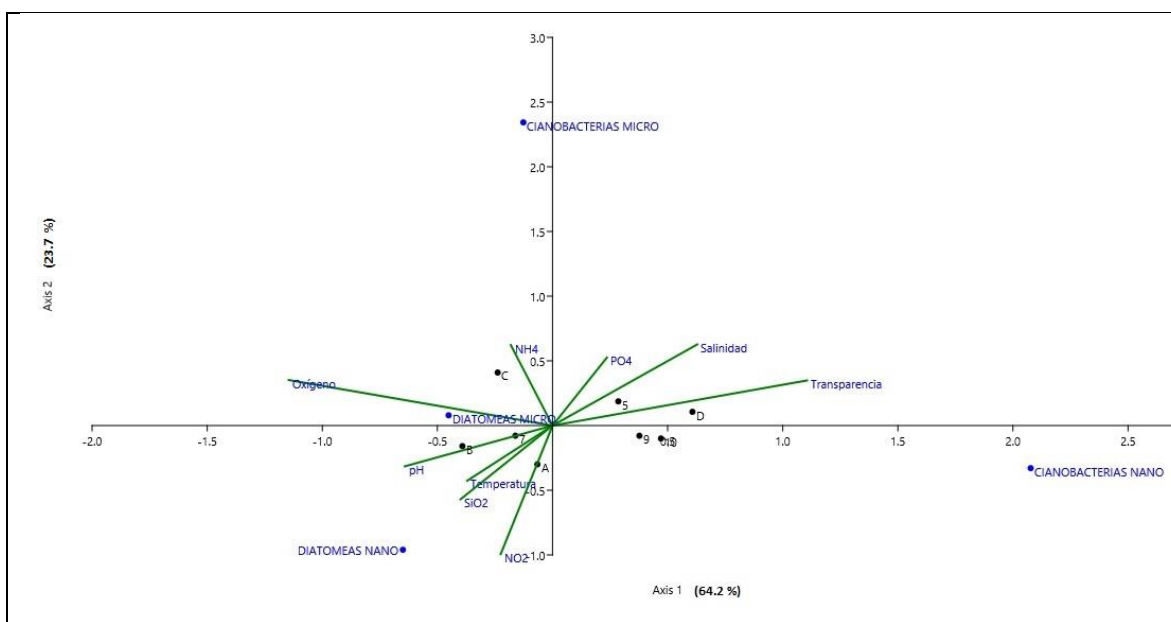
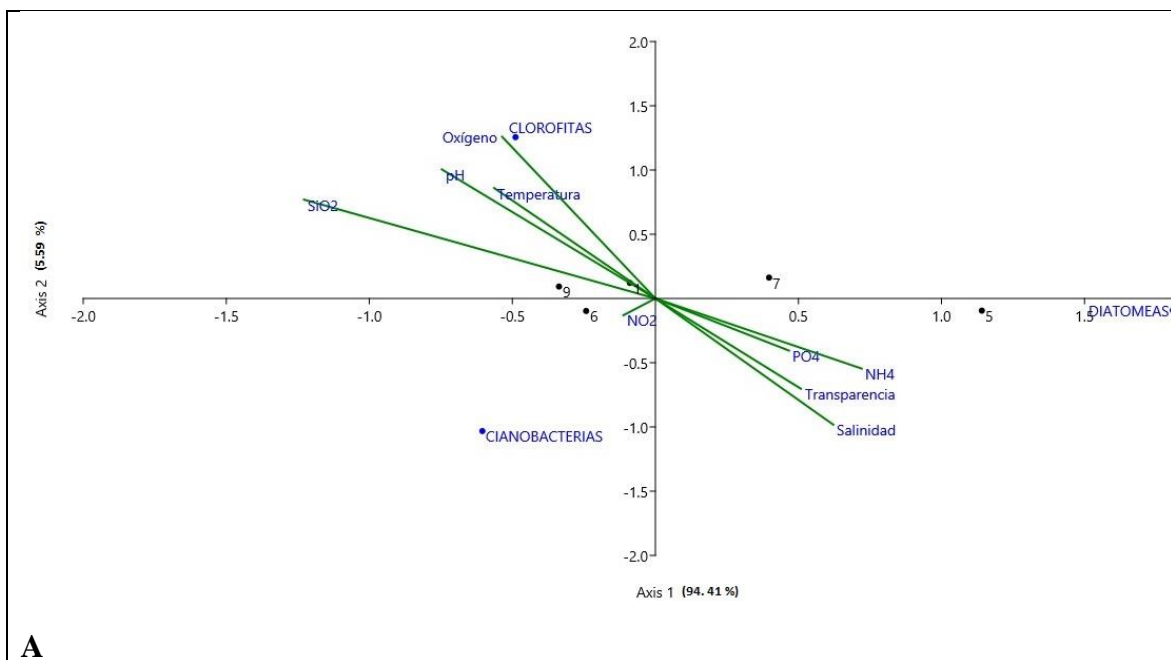


Figura 28. Análisis de correspondencia canónica para las fracciones microfitoplanctónica y nano+picofitoplanctónica para la temporada de Lluvias 2019

10.7.3 Nortes 2019

En general en Nor-2019 la distribución de los grupos fitoplanctónicos es explicada por los PO_4 , NH_4^+ , oxígeno disuelto y temperatura con un valor de 43 %. En la fracción microfitoplanctónica 50 % de la variación es explicado por transparencia y los PO_4 . El 66 % de la variación en la fracción nano+picofitoplanctónica es explicada por el pH, PO_4 y SiO_2 .

Como resultado del análisis de correlación canónica, de la fracción microfitoplanctónica, las clorofitas se asociaron al oxígeno disuelto, temperatura y pH, las diatomeas a la salinidad, transparencia y NH_4^+ (Fig. 29A). En la fracción nano+picofitoplanctónica las cianobacterias estuvieron ampliamente relacionadas a la transparencia, las clorofitas a la temperatura y oxígeno disuelto y por ultimo las diatomeas a NH_4 , PO_4 y NO_2^- (Fig. 29B).



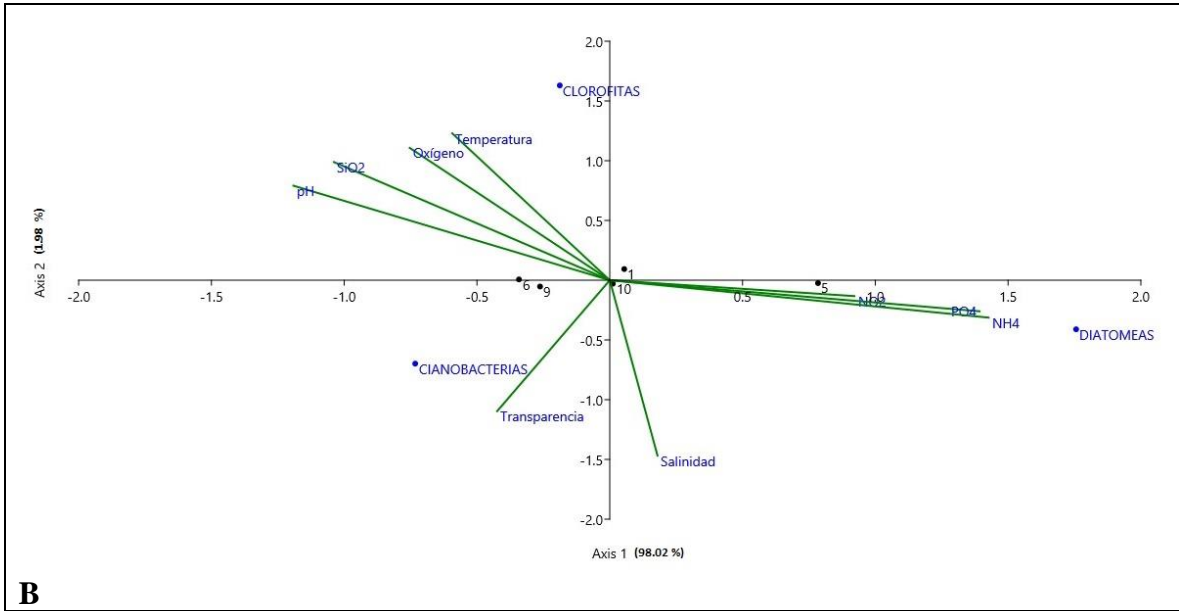


Figura 29. Análisis de correspondencia canónica para la fracción microfitoplanctónica (A) y nano+picofitoplanctónica (B) para la temporada de Nortes 2019.

11. DISCUSIÓN

11.1 Variación espacio-temporal de las variables físicas y químicas

La salinidad osciló entre 5 y 37 en ambas temporadas de lluvias, con un promedio de 28.6 en lluvias y 23.8 en nortes. Dado que la laguna de Términos se ve directamente afectada por las descargas de varios ríos importantes, los valores de salinidad medidos durante un ciclo anual van de 5 a 32 (**Robadue et al., 2004**). La disminución de la salinidad en Llu-2019 (salinidad más baja reportada en el presente estudio) se pudo ver afectada por la onda tropical Núm. 31 que comenzó el 20 de agosto (días antes del muestreo de Llu-2019); esta onda tropical favoreció la lluvia (que había sido escasa a lo largo del año) y alcanzó los 88.9 mm en el observatorio de Campeche (**CONAGUA, 2019**). **Poot-Delgado et al. (2015b)**, en lluvias reportan salinidades promedio de 23 y en nortes un promedio de 17, en muestreos realizados cerca de la Boca del Carmen. La descarga de agua de baja salinidad del río Palizada generalmente se extiende a lo largo de la costa sur de la laguna durante la estación seca y se extiende hacia el norte hacia la isla Carmen durante la estación de lluvias (**Fichez et al., 2017**). Comparativamente, en nuestros resultados de lluvias y nortes, se mantiene este patrón de distribución de la descarga del río Palizada hacia el norte, sin embargo, en nortes espacialmente se puede observar que la influencia del agua marina entrante por la boca de Puerto Real, llega al centro de la laguna. En temporada de nortes, en la entrada del sistema Pom-Atasta (estación 1) se obtuvieron salinidades de 10 para Nor-2019; en este sentido, **Muciño-Márquez et al. (2014)**, reportan un valor de 22 en esta misma zona y muy cerca de esta misma estación. **Ortega (1995)** por su parte, reportó que en la época de lluvias en las zonas relacionadas con los sistemas fluvio-lagunares, específicamente en la desembocadura del río Palizada, la salinidad alcanzó mínimos de 0.10 y 3.71, en comparación las salinidades en Llu-2019, registrándose un mínimo de 5, en la estación A. Por otro lado, **Poot-Delgado et al. (2015a)**, obtuvieron valores promedio mínimos de salinidad en nortes que oscilaron entre 6.1-8.7. Durante la época de lluvias, los ríos introducen grandes volúmenes de agua dulce y por lo tanto disminuye la salinidad en esta zona, mientras que en la zona de Puerto Real se presenta mayor salinidad (**Robadue et al., 2004**). Temporal y espacialmente la variación de la salinidad reportada por **Fichez et al. (2017)**, osciló entre valores de un dígito

(estuarino) y 36 (marino), con gradientes espaciales muy cambiantes entre los aportes marinos y de agua dulce.

La temperatura presentó diferencias entre temporadas, siendo mayores en lluvias con respecto a nortes, que presentó alrededor de cinco grados menos que lluvias; esta temporada tiende a ser siempre más cálida que las demás (**Rivera-Monroy et al., 1998**). La temporada de nortes mantiene, en general, temperaturas más bajas que secas y lluvias (**Ortega, 1995; Medina-Gómez et al. 2015**). Las temperaturas bajas en Nor-2019 (19 de enero) pudo deberse a la presencia del frente frío Núm. 29 (17-21 de enero), el cual provocó las temperaturas más bajas durante el año a nivel nacional (**CONAGUA, 2019**). Las mayores temperaturas se registraron cerca de la boca del Carmen y la desembocadura de la laguna de Pom-Atasta, así como en la descarga del río Palizada, posiblemente como consecuencia de una menor profundidad de la zona (entre 0.15 y 0.60 m). Para la temporada de nortes, **Muciño-Márquez et al. (2014)** reportan valores que oscilan entre 21.6 y 23.8 °C, menores a las que se obtuvieron en Nor-2019, las cuales oscilan entre 25 y 27 °C. La temperatura promedio de Llu-2018 y Llu-2019 fue de 30.8 °C, mientras que en nortes fue de 26.2 °C; en este sentido **Poot-Delgado et al. (2015b)** reportan temperaturas promedio de 31.1 y 26.9 °C para lluvias y para nortes, respectivamente. Las temporadas de nortes se distinguen por presentar temperaturas más bajas con respecto a las otras debido principalmente a los cambios atmosféricos, caracterizados por la intensidad de masas entrantes de aire frío del norte con que ingresan al Golfo de México e impactan sobre las entidades que se localizan sobre la planicie costera, generando un descenso de la temperatura y a su vez modificando la dinámica las aguas, así como los niveles de marea, oleaje y temperatura superficial del agua (**Ramírez & Espinosa, 2002; Gutiérrez-Mendieta & de la Lanza-Espino, 2019**).

Con respecto a la transparencia, en las tres temporadas se tuvieron valores similares, mínimos de 0.15 m en Llu-2018 y máximos de 1 m en Llu-2018, pero los promedios están entre 0.76, 0.47 y 0.55 m, en Llu-2018, Llu-2019 y Nor-2020 respectivamente. Las mayores transparencias están asociadas a los hábitats de gran influencia marina, como la boca de Puerto Real, mientras que las áreas con menor transparencia se localizan en los sistemas fluvio-lagunares (**Yáñez-Arancibia et al., 1988**). **Muciño-Márquez et al. (2014)** reportan valores

similares de 0.30 a 0.80 m en esta misma zona. A nivel estacional, la transparencia no muestra un patrón definido y varía espacialmente a lo largo de la laguna (**Robadue et al., 2004**).

El pH presenta valores promedio de 8.1 en lluvias y 7.9 en nortes, estos valores son similares a los registrados por **Guenther et al. (2015)** para el estuario tropical Puerto de Recife en Brasil, reportando que el pH permanece entre 8.1 a 8.6. **Poot-Delgado et al. (2015b)**, registraron en la temporada de lluvias una media de 7.9 y en nortes un valor máximo de 8.24. **Gutiérrez-Mendieta & de la Lanza-Espino (2019)**, mencionan que los valores de pH para lagunas costeras mexicanas van desde 6.37 a 9.4 reflejando la influencia de los aportes de agua dulce y agua marina, reportan que 8 es el promedio para la mayoría de los sistemas. **Poot-Delgado et al. (2015a)** observaron valores medios mínimos durante la época seca y lluviosa (7.1-7.6), mientras que la media máxima se registró durante la época de nortes, con un rango de 7.9-8.4.

El oxígeno disuelto tuvo una mayor variación (0.56-6.50 mg/L) en Nor-2019, lo cual coincide con lo reportado por **Medina-Gómez et al. (2015)**, que menciona que el oxígeno disuelto fue más variable durante Nortes que en el resto del año. En la desembocadura del río Palizada se registraron concentraciones menores en las estaciones de lluvia y de nortes, por su parte los incrementos de oxígeno disuelto pueden ocurrir debido al aumento de la fotosíntesis como respuesta de los productores primarios a las altas concentraciones de nutrientes (**Gutiérrez-Mendieta & de la Lanza-Espino, 2019**). Los valores de oxígeno disuelto reportados por **Muciño-Márquez et al. (2014)**, fueron de 4 y 6.5 mg/L en los sitios cercanos al sistema Pom-Atasta y fuera de la desembocadura del río Palizada respectivamente; en la temporada de nortes, de manera similar a los datos obtenidos en este estudio (6.0 mg/L) cerca de estas mismas estaciones en Nor-2019 en la estación 1 (Pom-Atasta). Estos intervalos son similares a los registrados por **Guenther et al. (2015)** quien reporto contenidos de oxígeno disuelto que oscilaron entre 3.9 y 11 mg/L. Los valores de oxígeno disuelto reportados por **Herrera-Silveira & Morales-Ojeda (2010)**, en la laguna costera de Celestún, fueron en promedio 3.6 mg/L, mínimo de 2.4 mg/L y máximo de 5.4 mg/L, valores distintos con respecto a los reportados en este estudio, ya que el máximo fue de 7.47 mg/L en la estación 7 en Llu-2018, y el valor mínimo fue en la estación 5 en Nor-2019. Los valores de oxígeno disuelto, en las tres temporadas oscilaron entre 3-7.5 mg/L, sin embargo, en Nor-2019 en la estación 5, se

obtuvo un valor mínimo de 0.56 mg/L, estación cercana a Ciudad del Carmen. Las costas mexicanas están experimentando un crecimiento poblacional en sus márgenes, por lo tanto, un aumento de descargas de aguas residuales con alta carga de materia orgánica que requieren oxígeno disuelto para descomponerse o remineralizarse, acelerando las condiciones de hipoxia (**De la Lanza-Espino & Gutiérrez-Mendieta, 2017; Gutiérrez-Mendieta & de la Lanza-Espino, 2019**).

En cuanto a las concentraciones de nitritos (NO_2^-), ortofosfatos (PO_4), amonio (NH_4^+) y silicatos (SiO_2), si bien en temporada de Llu-2018 y Nor-2019, se obtuvieron mayores concentraciones con respecto a Llu-2019, de manera espacial se detectó un patrón en donde las mayores concentraciones de estos nutrientes se encontraban cerca de la desembocadura del río Palizada así como cerca de la Isla del Carmen; en este último sitio, estas elevadas concentraciones se pueden deber al efecto de la descargas de origen antropogénico presentes en la zona, lo cual ha sido destacado como una de las principales afectaciones a la estructura y función de los ecosistemas costeros-estuarinos (**Cloern, 2001**).

Los nitritos, la mayor concentración se ubicó cerca de la desembocadura del río Palizada y en la estación 5 que es la más cercana a Isla del Carmen (1.26 y 0.77 μM respectivamente); **Herrera-Silveira & Morales-Ojeda, (2010)**, reportan en la laguna de Celestún, valores mínimos de 0.21 μM y máximos de 1.43 μM de nitritos, concentraciones (silicatos y nitritos) que se vieron fuertemente afectadas por las entradas de los ríos, especialmente en nortes y lluvias en ese sistema (**Medina-Gómez et al., 2015**).

Los ortofosfatos mostraron una mayor concentración en Nor-2019 y el valor más alto registrado fue de 8.38 μM en la estación 5 (cerca de la Isla del Carmen) similar a lo reportado por **Medina-Gómez et al. (2015)**. Las concentraciones de ortofosfatos obtenidas en este trabajo oscilaron de entre 0.1-8.38 μM , el intervalo de concentración de los ortofosfatos en sistemas costeros puede fluctuar entre indetectable hasta contenidos altos cercanos a 10 μM , sin embargo, esto no significa que llegue a ser limitante, debido a su alto reciclamiento (**De la Lanza-Espino & Gutiérrez-Mendieta, 2017; Gutiérrez-Mendieta & de la Lanza-Espino, 2019**).

La mayor concentración de amonio (24.3 μM) se registró en la estación 5 en Nor-2019, seguida de 15.25 μM en la estación 3 en Llu-2018; **Medina-Gómez et al. (2015)** por su parte

reportó una concentración media más alta de 14.5 μM . Las concentraciones de amonio pueden estar asociadas con los procesos naturales de descomposición y escorrentía de la vegetación acuática sumergida de los bosques de manglares, así como con la descarga de aguas residuales (**Herrera-Silveira & Morales-Ojeda, 2010**). Los nutrientes son necesarios para una óptima producción primaria; el nitrógeno y el fósforo, en general, en los sistemas estuarinos, llegan por el aporte de los ríos debido a la intemperización de la roca y del lixiviado de suelos terrestres colindantes al sistema (**De la Lanza-Espino & Gutiérrez-Mendieta, 2017**).

Medina-Gómez et al. (2015) reportaron concentraciones de silicatos de 132 μM , superiores comparativamente con nuestros datos en donde la mayor concentración fue de 14.42 μM en la estación 1 en Nor-2019 y mínimo de 0.97 μM en la estación 10 de Llu-2019. **Poot-Delgado et al. (2015a)** reportan valores promedio máximos de 9.0535.91 μM en la época de nortes. Estos altos valores de ortofosfato y silicato están asociados con el período de mayor caudal del río y los procesos biogeoquímicos (**Poot-Delgado et al., 2015a**).

11.2 Clorofila *a* por fracciones de tamaño

La laguna de Términos, recibe parte de la descarga de los sistemas fluviales Grijalva-Usumacinta, además, siendo esta escorrentía la segunda más importante en el Golfo de México; por lo tanto, el alto flujo de agua dulce mezcla el agua a lo largo de la laguna, atrapando así los nutrientes (**García-Ríos et al., 2013**), esta presencia de nutrientes determina la magnitud de la productividad primaria del sistema, base fundamental de una parte sustancial de la trama trófica acuática (**Contreras et al., 1996**), favoreciendo la dominancia de la fracción microfitoplanctónica. En sistemas poco productivos, los organismos de menor tamaño (<5 μm) son más frecuentes y abundantes; mientras que los organismos de mayor tamaño (>20 μm) o microfitoplancton dominan en aguas eutróficas, que corresponden a sistemas más productivos, ricos en fósforo y nitrógeno (**Montecino & Pizarro, 2006**).

La clorofila *a* presentó diferencias entre Llu-2018 y Llu-2019 en la fracción microfitoplanctónica, esta aportó en las temporadas concentraciones promedio de 6.42, 1.45 y 4.27 mg/m^3 en Llu-2018, Llu-2019 y Nor-2019 respectivamente, mientras que la fracción nano+picofitoplanctónica aportó en promedio 4.49, 0.88 y 3.78 mg/m^3 . **Medina-Gómez et al. (2015)**, reportó para este sistema concentraciones de clorofila *a* que alcanzaron su máximo

durante la época de lluvias con un valor medio de $5.9 \pm 3.9 \text{ mg/m}^3$, así mismo, menciona que en general, la biomasa (Clor *a*) mostró una distribución más variable dentro de los sistemas occidentales (Atasta, Boca Chica y Palizada Vieja) que los de la sección oriental (Estero Pargo y Sabancuy). En el estudio realizado por **Cloern (2018)**, en el estuario de San Francisco a lo largo de tres décadas de muestreos (1992 a 2013), concluyó que las células de mayor tamaño contribuyeron con el 67 % del biovolumen sumado en todas las muestras; los tamaños intermedios contribuyeron alrededor del 20 % y la clase de menor tamaño contribuyó sólo con el 2.4 %, esto concuerda con lo reportado en el presente estudio, ya que en las tres temporadas el microfitoplancton aportó 52-72 % a la biomasa total, y el nano+picofitoplancton contribuyó con un 37-47 %, esto para las tres temporadas.

En la laguna de Términos la fracción microfitoplanctónica aportó 52.9, 55.3 y 62.3 %, mientras que en la fracción nano+picofitoplancton hubo una contribución de 41.7, 44.7 y 37.7 % para Llu-2018, Llu-2019 y Nor-2019, respectivamente, con base en los pigmentos diagnósticos. Nuestros resultados indican que en la desembocadura del río Palizada de la laguna de Términos la fracción con mayor contribución es la microfitoplanctónica y **Guenther et al. (2015)** realizó un fraccionamiento por tamaños en un estuario tropical del Puerto de Recife en Brasil, que muestra condiciones similares a la laguna de Términos (precipitación, entradas de agua dulce al sistema y baja profundidad 1 a 12 m), y también recibe constantemente descargas de aguas residuales domésticas sin tratar y escorrentía agrícola, y reportan que la biomasa total de fitoplancton osciló entre 7.1 y 72 mg/m^3 Clorofila *a*, donde la fracción nano+picofitoplancton contribuyó con el 79 % del total, mientras que microfitoplancton representó 22 %.

Los aportes a la biomasa total en la laguna de Términos, los por parte del microfitoplancton fueron alrededor 50-60 % y del nano+picofitoplancton fue de 35-45 %, **Soria-Píriz et al. (2017)** realizó un fraccionamiento por tamaños del fitoplancton en el Golfo de Nicoya, en Costa Rica, y encontraron que el picofitoplancton y el nanofitoplancton aportaron entre el 40-60 % a la biomasa total, esto en estaciones más cercanas a los afluentes de agua dulce (Río Tempisque) y el microfitoplancton aportó aproximadamente el 50 % a la biomasa total en una estación que presenta influencia marina, por lo tanto en el Golfo de Nicoya, la mayor biomasa del picoplancton y nanofitoplancton se encontró en los afluentes de agua dulce y el

microfitoplancton se asoció a zonas con mayor aporte de agua marina, a diferencia de la laguna de Términos, que ambas fracciones de tamaño y las mayor biomasa estuvieron asociadas a la descarga del Río Palizada.

Ponce (2016), reportó para la laguna de Términos, que el microfitoplancton en temporada de lluvias aportó al total de la biomasa un 31.1 % y durante nortes fue de 34.5 %; para la fracción nano+picofitoplanctónica la contribución fue de 67.87 % en las lluvias y en nortes fue de 65.45 %. Así mismo, el nano+picofitoplancton se encontró ampliamente distribuida en toda la laguna, mientras que el microfitoplancton, las mayores contribuciones a la clorofila *a* estuvo en las zonas de desembocaduras de los ríos, también resalta que probablemente la fracción fitoplanctónica pequeña, es más eficiente en aprovechar los recursos de la laguna.

11.3 Relación de los grupos fitoplanctónicos con las variables ambientales

11.3.1 Lluvias 2018

En esta temporada la mayor contribución en ambas fracciones, fue por parte de las clorofitas, cianobacterias y diatomeas, su presencia estuvo asociada a las zonas con aportes de agua dulce; en las dos fracciones las clorofitas se relacionaron con la salinidad, las cianobacterias con la transparencia y temperatura, por ultimo las diatomeas con SiO₂, PO₄ y oxígeno disuelto. **Cloern (2018)** refiere que el enriquecimiento antropogénico de nutrientes aumenta el tamaño de las células. Se ha visto que, en los estuarios con características de baja transparencia y ricos en nutrientes, el crecimiento del fitoplancton depende de la limitación de luz y el silicato ejerce un papel esencial en el crecimiento de las diatomeas (**Carreto et al., 2008**). **Carreto et al. (2008)**, reportan para el río de la Plata, que es la zona de mayor influencia de agua dulce, los grupos fitoplanctónicos más representativos fueron las clorofilas (43-55 %), seguidas de las diatomeas (14-42 %) y por ultimo las cianobacterias (9-19 %); mencionan que el aporte de las diatomeas fue alto donde había mayor turbidez. En el caso de la laguna de Términos las proporciones fueron para clorofitas (34.5 %), cianobacterias (32 %) y diatomeas (24 %).

En esta temporada ambas fracciones tuvieron un aporte similar a la biomasa total, el 52.9 % (38.31 mg/m³) fue por el microfitoplancton y el 47.1 % (34.16 mg/m³) por la fracción nano+picofitoplancton, lo que indica una codominancia de ambas fracciones y revela la

importancia de ambas en las redes alimenticias microbianas y herbívoras (**Seoane et al., 2006**).

11.3.2 Lluvias 2019

Las diatomeas y las cianobacterias fueron los dos únicos grupos fitoplanctónicos presentes en esta época; de la fracción microfitoplanctónica, las diatomeas contribuyeron a la biomasa un total de 10.18 mg/m^3 , por su parte las cianobacterias aportaron 2.48 mg/m^3 , mientras que la fracción nano+picofitoplanctónica aportó 7.32 mg/m^3 y 2.94 mg/m^3 para diatomeas y cianobacterias, respectivamente. En esta temporada, espacialmente las mayores contribuciones de estos grupos estuvieron asociadas a los afluentes de agua dulce, en este caso al río Palizada, y solo las cianobacterias de la fracción nano+picofitoplanctónica, se extendieron hasta la estación 9 (alejada de los aportes de agua dulce); **Ponce (2016)**, realizó en la laguna de Términos, una revisión de muestras de fitoplancton al microscopio, destacando que no había una relación entre la presencia de cianobacterias y la zeaxantina (pigmento marcador de las cianobacterias). Mediante citometría de flujo detectó la presencia del género *Synechococcus* sp, el que por su tamaño pertenece a la fracción picoplanctónica. Podemos concluir, por lo tanto, que las cianobacterias de la fracción nano+picofitoplanctónicas reportadas en el presente estudio pueden deberse a la presencia de *Synechococcus* sp. La composición y la riqueza de especies de la flora y fauna estuarina han sido las principales características biológicas investigadas en relación con el cambio gradual en la salinidad de los ambientes costeros (**Telesh & Khlebovich, 2010**). **Poot-Delgado et al. (2015b)** refieren que en el muelle la Puntilla, cerca de Isla del Carmen, dentro de los grupos taxonómicos que integraron la comunidad del fitoplancton, los fitoflagelados pertenecientes al nanofitoplancton fueron los más abundantes, y que el microfitoplancton estuvo conformado por grupos de diatomeas, cianobacterias y dinoflagelados. En general, para esta temporada, la transparencia, SiO_2 y el oxígeno disuelto, son las variables que ayudan a describir la distribución de los grupos fitoplanctónicos. **Carreto et al. (2007)** refiere que la producción fitoplanctónica especialmente las diatomeas, parece estar regulada por el flujo de nitrógeno asimilable y por la penetración de la luz, siempre y cuando el silicato y fosfato se encuentren en exceso. **Herrera-Silveira & Morales-Ojeda, (2010)** reportan en la laguna de Celestún, que presenta condiciones similares a la laguna de Términos, que la comunidad de

fitoplancton está dominada por cianobacterias y diatomeas. En esta laguna. la salinidad osciló entre 5 en la zona interior que recibe importantes descargas de agua subterránea y tiene baja salinidad y 37 en la zona exterior, que se conecta al mar y tiene bajas concentraciones de nutrientes.

11.3.3 Nortes 2019

En esta temporada, el grupo más abundante fueron las clorofitas, que a su vez se asociaron al oxígeno disuelto, temperatura y pH, mientras que las diatomeas lo fueron a la salinidad, transparencia y NH_4^+ , esto en la fracción microfitoplanctónica; la fertilización de los ecosistemas costeros por N y P, es un grave problema ambiental debido a que estimula el crecimiento y altera el equilibrio entre la producción y el metabolismo de la materia orgánica en la zona costera, los fenómenos más comunes asociados a los nutrientes son: o su carencia o su exceso; ambos con severas consecuencias en la biota acuática (**Contreras *et al.*, 1996; Cloern, 2001**). En esta época, la fracción nano+picofitoplanctónica, las cianobacterias estuvieron relacionadas a la transparencia, las clorofitas a la temperatura y por ultimo las diatomeas a NH_4 , PO_4 y NO_2 , la mezcla turbulenta favorece el aumento de las diatomeas, ya que estas crecen más fácilmente en ambientes turbulentos que el resto de los grupos fitoplanctónicos (**Ponce, 2016; Cloern, 2018**), varios factores pueden explicar las diferencias en el tamaño de las células de fitoplancton entre el estuarios, como la turbidez y la columna de agua estratificada, puede favorecer el crecimiento de pequeños flagelados o pequeñas diatomeas y en la zona donde la turbulencia puede ser mayor y existe un alto contenido de nutrientes (**Seoane *et al.*, 2006**). En cuanto a las cianobacterias de la fracción nano+picofitoplanctónicas **Carreto *et al.* (2008)** refieren que en la estructura de la comunidad de fitoplancton de las aguas subtropicales que son pobres en nutrientes, la cianobacteria picoplanctónica *Synechococcus*, parece ser el género más importante en esta fracción, por otro lado, **Seoane *et al.* (2006)** señalan que las clorofitas tienen concentraciones más altas en el picoplancton que en otra fracción de tamaño.

La alta descarga de agua dulce del río Palizada reduce tanto la salinidad como el tiempo de residencia de las masas de agua en esta zona y estas condiciones favorecen al fitoplancton de crecimiento rápido, como las clorofitas y varios flagelados, cuyos miembros han demostrado un crecimiento óptimo en condiciones de salinidad reducida. En contraste, la disminución

del aporte de agua dulce, permite el incremento de la salinidad en la zona y presumiblemente tiempos de residencia de agua más prolongados, lo que favorece a los taxones de crecimiento más lento, incluidos los dinoflagelados y las cianobacterias (**Paerl et al., 2006**).

En la laguna de Términos, según lo reportado por **Poot-Delgado et al. (2015a)**, la mayor contribución de los grupos fitoplanctónicos fueron las diatomeas (46 %), seguidas de los dinoflagelados (30 %), cianobacterias (8 %) y por último los nanoflagelados (de 5 a 19 μm de tamaño) (4 %), estos últimos tuvieron una variación en abundancia, disminuyendo en la estación seca y aumentando en la estación lluviosa; en comparación con lo que se obtuvo en este trabajo, los grupos más representativos fueron las cianobacterias (39.5 %), clorofitas (29 %) y por último diatomeas (21 %), en esta temporada las proclorofitas tuvieron un mayor aporte que el resto de las temporadas con un 6.3 %, este grupo se caracteriza por contener divinil clorofila *a* como pigmento fotosintético principal y este pigmento está dado por la presencia de *Prochlorococcus* sp. que pertenece a la fracción picofitoplanctónica (**Vidussi et al., 1996**).

12. CONCLUSIONES

- La salinidad, se detectó diferencias significativas entre temporadas, en Nortes hubo menor concentración de salinidad con respecto a Lluvias.
- Se encontraron diferencias significativas en la temperatura, entre temporadas, se presentó una menor temperatura en temporada de Nortes y mayor en Lluvias.
- La desembocadura del río Palizada está caracterizada por los aportes de agua dulce que generan baja salinidad y transparencia, así como elevada concentración de nutrientes las cuales favorecen una alta biomasa fitoplanctónica.
- Especialmente, las mayores concentraciones de nutrientes estuvieron relacionadas con los afluentes de agua dulce como la descarga del Río Palizada y el sistema lagunar de Pom-Atasta.
- La estimación de la Clorofila *a* total (TCla) de la comunidad fitoplanctónica basada en los pigmentos diagnósticos por el método de HPLC demostró ser un buen estimador de la biomasa total.
- En esta zona, la mayor contribución a la biomasa total está dada por la fracción microfitoplanctónica.
- La fracción microfitoplanctónica contribuyó del 55 al 78 % al total de la biomasa total en las tres temporadas climáticas (Llu-2018, Llu-2019 y Nor-2019).
- La fracción microfitoplanctónica no mostró diferencias significativas en las tres temporadas en cuanto a biomasa.
- El microfitoplancton estuvo conformado principalmente por diatomeas, cianobacterias y clorofitas, de acuerdo a los pigmentos diagnósticos.
- En la fracción nano+picofitoplancton sí hubo diferencias en cuanto a biomasa, siendo Llu-2019 menor que en Llu-2018 y de Nor-2019.
- El nanofitoplancton se conformó mayormente por cianobacterias y diatomeas.
- Los grupos que tuvieron una mayor contribución a la biomasa de la fracción microfitoplanctónica fueron las clorofitas, las diatomeas y cianobacterias en Llu-2018, Llu-2019 y Nor-2019 respectivamente,
- En la fracción nano+picofitoplancton la mayor contribución fue por las cianobacterias en Llu-2018 y en Nor-2019, y diatomeas en Llu-2019.

- En Llu-2018 las clorofitas estuvieron relacionadas con la salinidad, las cianobacterias con la transparencia y las diatomeas a los SiO_2 y PO_4 en ambas fracciones.
- En Llu-2019, en la fracción microfitoplanctónica las diatomeas se relacionaron con el oxígeno disuelto y el NH_4^+ ; y en la fracción nano+picofitoplanctónica se relacionaron con los NO_2 , SiO_2 , temperatura y pH.
- En Nor-2019, en la fracción microfitoplanctónica, las clorofitas se asociaron al oxígeno disuelto, temperatura y pH, las diatomeas a la salinidad, la transparencia y el NH_4^+ ; y en la fracción nano+picofitoplanctónica, las cianobacterias se relacionaron a la transparencia, las clorofitas a la temperatura y oxígeno disuelto y, por último, las diatomeas a NH_4 , PO_4 y NO_2^- .

Estudios previos llevados a cabo en la laguna de Términos indicaban que había un mayor aporte al total de la biomasa por parte de la fracción nano+picofitoplanctónica, sin embargo en este estudio se pudo comprobar que existe una diferencia en la contribución de cada fracción en la zona de la desembocadura del río Palizada con respecto al resto de la laguna, mostrando que en esta zona el microfitoplancton es el responsable del mayor aporte a la biomasa total, por lo tanto, se rechazó la hipótesis planteada inicialmente de que la fracción nano+picofitoplanctónica era la fracción que contribuye más a la biomasa total.

La zona de la descarga del río Palizada, a diferencia del resto de la laguna de Términos, tiene condiciones distintas, provocadas por la entrada de agua dulce al sistema, lo que genera una baja salinidad, alta entrada de nutrientes y sedimentos (lo que estimula la baja transparencia); en el otro extremo de la laguna, la salinidad es mayor por la entrada de agua de mar por la boca de Puerto Real. Esta divergencia de condiciones, genera una diferencia importante en cuanto al tamaño de fitoplancton, ya que, en la zona con mayor aporte de nutrientes (condiciones eutróficas) las células de mayor tamaño (microfitoplancton) serán las que aportan más a la biomasa total, mientras que en condiciones con menor concentración de nutrientes (oligotróficas) que se encuentra en el resto de la laguna, las células fitoplanctónicas serán de menor tamaño (nano+picofitoplancton).

13. RECOMENDACIONES

- Se recomienda continuar con las investigaciones enfocadas al fitoplancton en este sistema lagunar, especialmente mediante microscopía, para poder verificar y obtener más información referente al fitoplancton, especialmente sobre las especies que predominan en esta laguna costera.

14. REFERENCIAS

- Ansotegui, A., J. M. Trigueros & E. Orive. 2001. The use of pigment signatures to assess phytoplankton assemblage structure in estuarine waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52 (6): 689-703.
- Barlow, R., M. Kyewalyanga, H. Sessions, M. Van den Berg & T. Morris. 2008. Phytoplankton pigments, functional types, and absorption properties in the Delagoa and Natal Bights of the Agulhas ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80 (2): 201-211.
- Carrasco, Navas-Parejo J. C., A. Corzo & S. Papaspyrou. 2020. Seasonal cycles of phytoplankton biomass and primary production in a tropical temporarily open-closed estuarine lagoon - The effect of an extreme climatic event. *Science of the Total Environment* 723, 138014.
- Carreto, J. I., M. O. Carignan, N. G. Montoya & A. D. Cucchi Colleoni. 2007. Ecología del fitoplancton en los sistemas frontales del Mar Argentino. *El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros* 5: 11-31.
- Carreto, J. I., N. Montoya, R. Akselman, M. O. Carignan, R. I. Silva & D. A. C. Colleoni. 2008. Algal pigment patterns and phytoplankton assemblages in different water masses of the Río de la Plata maritime front. *Continental Shelf Research* 28 (13): 1589-1606.
- Cereja, R., V. Brotas, J. P. Cruz, M., Rodrigues & A. C. Brito. 2021. Tidal and physicochemical effects on phytoplankton community variability at Tagus Estuary (Portugal). *Frontiers in Marine Science* 775.
- Claustre, H., S. B. Hooker, L. Van Heukelem, J. F. Berthon, R. Barlow, J. Ras, H. Session, C. Targa, C. S. Thomas, D. Van den Linde & J. C. Marty. 2004. An intercomparison of HPLC phytoplankton pigment methods using in situ samples: application to remote sensing and database activities. *Marine Chemistry* 85 (1-2): 41-61.
- Cloern, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223-253.
- Cloern, J. E. & A. D. Jassby. 2012. Drivers of change in estuarine-coastal ecosystems: Discoveries from four decades of study in San Francisco Bay. *Reviews of Geophysics* 50 (4): 1-33.

- Cloern, J. E. 2018. Why large cells dominate estuarine phytoplankton. *Limnology and Oceanography* 63 (S1): S392-S409.
- CONAGUA, 2018. Reporte del Clima en México. En español: disponible en línea en: <https://smn.conagua.gob.mx/tools/DATA/Climatolog%C3%ADa/Diagn%C3%B3stico%20Atmosf%C3%A9rico/Reporte%20del%20Clima%20en%20M%C3%A9xico/Anual2018.pdf> (consultado el 11 junio 2021).
- CONAGUA, 2019. Reporte del Clima en México. En español: disponible en línea en: <https://smn.conagua.gob.mx/tools/DATA/Climatolog%C3%ADa/Diagn%C3%B3stico%20Atmosf%C3%A9rico/Reporte%20del%20Clima%20en%20M%C3%A9xico/Anual2019.pdf> (consultado el 11 junio 2021).
- Conan, P., M. Pujo-Pay, M. Agab, L. Calva-Benítez, S. Chifflet, P. Douillet, C. Dussud, R. Fichez, C. Grenz, F. G. Mendieta, M. Origel-Moreno, A. R. Blanco, C. Sauret, T. Severin, M. Tedetti, R. Torres-Alvarado & J. F. Ghiglione. 2017. Biogeochemical cycling and phyto- and bacterioplankton communities in a large and shallow tropical lagoon (Términos Lagoon, Mexico) under 2009–2010 El Niño Modoki drought conditions. *Biogeosciences* 14 (4): 959–975.
- Contreras, F., O. Castañeda, R. Torres-Alvarado & F. Gutiérrez. 1996. Nutrientes en 39 lagunas costeras mexicanas. *Revista de Biología Tropical* 417-425.
- Contreras-Espinosa, F., N. E. Rivera-Guzmán & R. Segura-Aguilar. 2005. Nutrientes y productividad primaria fitoplanctónica en una laguna costera tropical intermitente (La Mancha, Ver.) del Golfo de México. *Hidrobiológica* 15 (3): 299-310.
- Contreras-Ruiz, E. A., P. Douillet, J. Zavala-Hidalgo. 2014. Tidal dynamics of the Términos lagoon, Mexico: observations and 3D numerical modeling. *Ocean Dynamics* 64 (9): 1349–1371.
- da Costa S. R. M., M. Dolbeth, J. E. de Lucena Barbosa & J. Patrício. 2018. Narrowing the gap: Phytoplankton functional diversity in two disturbed tropical estuaries. *Ecological Indicators* 86: 81-93.
- Dalu, T., M. L. Magoro, J. D. Tonkin, L. R. Human, R. Perissinotto, S. H. Deyzel, B. J. Adams & A. K. Whitfield. 2018. Assessing phytoplankton composition and structure within

- micro-estuaries and micro-outlets: a community analysis approach. *Hydrobiologia* 818 (1): 177-191.
- Dandonneau, Y., Y. Montel, J. Blanchot, J. Giraudeau & J. Neveux. 2006. Temporal variability in phytoplankton pigments, picoplankton and coccolithophores along a transect through the North Atlantic and tropical southwestern Pacific. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 53 (4): 689-712.
- De la Lanza-Espino, G. D. L., & F. J. Gutiérrez-Mendieta. 2017. Intervalos de parámetros no conservativos en sistemas acuáticos costeros de México. *Hidrobiológica* 27 (3): 369-390.
- Dortch, Q. & T. E. Whitledge. 1992. Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi River plume and nearby regions? *Continental Shelf Research* 12: 1293–1309.
- Fichez, R., D. Archundia, C. Grenz, P. Douillet, F. G. Mendieta, M. O. Moreno, L. Denis, A. C. Ruiz-Espanza & J. Zavala-Hidalgo. 2017. Global climate change and local watershed management as potential drivers of salinity variation in a tropical coastal lagoon (Laguna de Terminos, Mexico). *Aquatic Sciences* 79 (2): 219-230.
- Fuentes-Yaco, C., D. A. S. de León, M. A. Monreal-Gómez & F. Vera-Herrera. 2001. Environmental forcing in a tropical estuarine ecosystem: the Palizada River in the southern Gulf of Mexico. *Marine and Freshwater Research* 52 (5): 735-744.
- García, E. 2004. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Universidad Nacional Autónoma de México. 97 p.
- García-Ríos, V., L. Alpuche-Gual, J. Herrera-Silveira, J. Montero-Muñoz, S. Morales-Ojeda, D. Pech, M. F. Cepeda-González, O. Zapata-Pérez & G. Gold-Bouchot. 2013. Towards a coastal condition assessment and monitoring of the Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem (GoM LME): Terminos Lagoon pilot site. *Environmental Development* 7: 72-79.
- Gaul, W. & A. N. Antia. 2001. Taxon-specific growth and selective microzooplankton grazing of phytoplankton in the Northeast Atlantic. *Journal of Marine Systems* 30 (3-4): 241-261.

- González, F., E. Zoppi de Roa & E. Montiel. 2006. Productividad primaria del fitoplancton en la bahía de Mochima, Venezuela. *Investigaciones Marinas* 34 (2): 37-45.
- Guenther, M., M. Araújo, M. Flores-Montes, E. Gonzalez-Rodriguez & S. Neumann-Leitão. 2015. Eutrophication effects on phytoplankton size-fractioned biomass and production at a tropical estuary. *Marine Pollution Bulletin* 91 (2): 537-547.
- Guerra-Santos, J. J. & J. D. Kahl. 2018. Redefining the seasons in the Términos lagoon region of southeastern Mexico: May is a transition month, not a dry month. *Journal of Coastal Research* 34 (1): 193-201.
- Gutiérrez-Mendieta, F. J. & G. de la Lanza-Espino. 2019. Physicochemical characterization of Mexican Coastal lagoons, current status, and future environmental scenarios. In: Ibáñez A. (eds) *Mexican Aquatic Environments*. Springer, Cham, pp. 77-91.
- Haraguchi, L., J. Carstensen, P. C. Abreu, C. Odebrecht. 2015. Long-term changes of the phytoplankton community and biomass in the subtropical shallow Patos Lagoon Estuary, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 162: 76-87.
- Hernández-Becerril, D. U., L. F. López-Tachiquín, M. L. Machain-Castillo & M. A. Monreal-Gómez. 2015. Distribución de pigmentos fotosintéticos del fitoplancton del Golfo de Tehuantepec en verano (junio, 2003): importancia del picofitoplancton. *Hidrobiológica* 25 (3): 365-374.
- Hernández-Sandoval, F. E. & L. I. Ibarra-Martínez. 2007. Determinación de pigmentos por cromatografía de líquidos de alta eficacia (HPLC), In: Arredondo-Vega, B. & D. Voltolina-Lobina (Eds.). *Métodos y herramientas analíticas en la evaluación de biomasa microalgal*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste, La Paz, pp. 69-79.
- Herrera-Silveira, J. A., & S. M. Morales-Ojeda. 2010. Subtropical Karstic Coastal Lagoon Assessment, Southeast Mexico. In: Kennish, M. J., & H. W. Paerl. (Eds.). *Coastal lagoons: critical habitats of environmental change*. pp. 307-333.
- Ibarra-Martínez, L. I. & F. E. Hernández-Sandoval. 2004. La Cromatografía Líquida de alta resolución como herramienta para cuantificar pigmentos. In: Arredondo, B. O. &

- Vázquez, R. (Eds.). *Aplicaciones biotecnológicas del cultivo de microalgas*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste, La Paz, pp. 129-145.
- Jeffrey, S. W. 1981. An improved thin-layer chromatographic technique for marine phytoplankton pigments. *Limnology and Oceanography* 26 (1): 191-197.
- Jiang, Z., P. Du, J. Liu, Y. Chen, Y. Zhu, L. Shou, J. Zeng & J. Chen. 2019. Phytoplankton biomass and size structure in Xiangshan Bay, China: Current state and historical comparison under accelerated eutrophication and warming. *Marine Pollution Bulletin* 142: 119-128.
- Köppen, W. & R. Geiger. (Eds.). 1930. *Handbuch der klimatologie (Vol. 1)*. Berlin: Gebrüder Borntraeger, 44 p.
- Lara D. A. L., F. E. Contreras, O. Castañeda-López, E. Barba-Macías & M. A. Pérez-Hernández. 2011. Lagunas costeras y estuarios, Vol. I: In: *La Biodiversidad en Veracruz: Estudio de Estado*. CONABIO, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A.C. pp. 301-317.
- Lara-Lara, J. R., R. Millan, J. L. Lara & C. Bazán. 1993. Productividad y biomasa del fitoplancton por clases de tamaño, en la parte central del golfo de California durante la primavera, 1985. *Ciencias Marinas* 19 (2): 137-154.
- Leruste A, Guilhaumon F, De Wit R, Malet N, Collos Y, Bec B (2019) Phytoplankton strategies to exploit nutrients in coastal lagoons with different eutrophication status during re-oligotrophication. *Aquatic Microbial Ecology* 83: 131-146. <https://doi.org/10.3354/ame01906>.
- Li, L., J. Cen, L. Cui, & S. Lu. 2019. Response of size-fractionated phytoplankton to environmental factors near the Changjiang Estuary. *Acta Oceanologica Sinica* 38 (1): 151-159.
- Manrique, R. E. Los pigmentos, algo más que la captación de luz para la fotosíntesis. 2003. *Revista Ecosistemas* 12 (1): 1-11.

- Mantoura, R. F. C. & C. A. Llewellyn. 1983. The rapid determination of algal chlorophyll and carotenoid pigments and their breakdown products in natural waters by reverse-phase high-performance liquid chromatography. *Analytica Chimica Acta* 151: 297-314.
- Marañón, E. 2015. Cell size as a key determinant of phytoplankton metabolism and community structure. *Annual Review of Marine Science*, 7, 241-264.
- Margalef, R. 1969. Comunidades planctónicas en lagunas litorales. In: *Lagunas costeras, un simposio: Memoria del Simposio Internacional sobre Lagunas Costeras (origen, dinámica y productividad)*: 545-562.
- Martínez-Almeida, V. M., G. Gaxiola-Castro, R. Durazo, & J. R. Lara-Lara. 2014. Phytoplankton size-fractionated chlorophyll-a off Baja California during winter, spring, and summer 2008. *Hidrobiológica* 24 (3): 191-206.
- Medina-Gómez, I., G. J. Villalobos-Zapata & J. A. Herrera-Silveira. 2015. Spatial and temporal hydrological variations in the inner estuaries of a large coastal lagoon of the southern Gulf of Mexico. *Journal of Coastal Research* 31 (6): 1429-1438.
- Montecino, V. & G. Pizarro. 2006. Productividad primaria, biomasa y tamaño del fitoplancton en canales y fiordos australes: patrones primavera-verano. In: Silva, N. & S. Palma (Eds.). *Avances en el conocimiento oceanográfico de las aguas interiores chilenas, Puerto Montt a cabo de Hornos*. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso pp. 93-97.
- Mousing, E. A., K. Richardson & M. Ellegaard. 2018. Global patterns in phytoplankton biomass and community size structure in relation to macronutrients in the open ocean. *Limnology and Oceanography* 63 (3): 1298-1312.
- Muciño-Márquez, R. E., M. G. Figueroa-Torres & A. Aguirre-León. 2014. Composición fitoplanctónica en los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, adyacentes a la laguna de Términos Campeche, México. *Acta Biológica Colombiana* 19 (1): 63-84.
- Navarrete-Rodríguez, G., M. D. R. Castañeda-Chávez & F. Lango-Reynoso. 2020. Geoaccumulation of Heavy Metals in Sediment of the Fluvial-Lagoon-Deltaic System of

- the Palizada River, Campeche, Mexico. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17 (3): 969.
- Ortega, M. M. (1995). Observaciones del fitobentos de la Laguna de Términos, Campeche, México. *Anales del Instituto de Biología serie Botánica* 66 (001).
- Paerl, H. W., L. M. Valdes, B. L. Peierls, J. E. Adolf & L. J. W. Harding. 2006. Anthropogenic and climatic influences on the eutrophication of large estuarine ecosystems. *Limnology and Oceanography* 51 (1): 448-462.
- Paerl, H. W., N. S. Hall, B. L. Peierls, K. L. Rossignol, & A. R. Joyner. 2014. Hydrologic variability and its control of phytoplankton community structure and function in two shallow, coastal, lagoonal ecosystems: the Neuse and New River Estuaries, North Carolina, USA. *Estuaries and Coasts* 37 (1): 31-45.
- Ponce, M. E. J. 2016. Variabilidad espacio-temporal de los principales grupos fitoplanctónicos mediante la utilización de pigmentos marcadores, en la laguna de Términos, Campeche. Tesis de Maestría en Ciencias (Biología Marina). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México. 188 p.
- Poot-Delgado, C. A., Y. B. Okolodkov, J. A. Aké-Castillo & J. Rendón-von Osten. 2015a. Annual cycle of phytoplankton with emphasis on potentially harmful species in oyster beds of Terminos Lagoon, southeastern Gulf of Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 50 (3): 465-477.
- Poot-Delgado, C. A., Y. B. Okolodkov, J. A. Aké-Castillo & J. Rendón-von Osten. 2015b. Fitoplancton potencialmente nocivo en el muelle la Puntilla, Laguna de Términos, sureste del Golfo de México. *Biología, Ciencia y Tecnología* 8 (29): 570-582.
- Qian, Y., A. E. Jochens, M. C. Kennicutt & D. C. Biggs. 2003. Spatial and temporal variability of phytoplankton biomass and community structure over the continental margin of the northeast Gulf of Mexico based on pigment analysis. *Continental Shelf Research* 23 (1): 1-17.

- Rabalais, N. N., N. Atilla, C. Normandeau & R. E. Turner. 2004. Ecosystem history of Mississippi River-influenced continental shelf revealed through preserved phytoplankton pigments. *Marine Pollution Bulletin* 49 (7-8): 537-547.
- Rajaneesh, K. M., S. Mitbavkar & A. C. Anil. 2018. Dynamics of size-fractionated phytoplankton biomass in a monsoonal estuary: Patterns and drivers for seasonal and spatial variability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 207: 325-337.
- Ramírez, M. G. & I. N. R. Espinosa. 2002. Seguimiento de nortes en el litoral del Golfo de México en la temporada 1999-2000. *Revista Geográfica* 5-19.
- Reynolds, C. S. 1996. The plant life of the pelagic. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 26 (1): 97-113.
- Rivera-Monroy, V. H., C. J. Madden, J. W. Day Jr., R. R. Twilley, F. Vera-Herrera & H. Álvarez-Guillen. 1998. Seasonal coupling of a tropical mangrove forest and an estuarine water column: enhancement of aquatic primary productivity. *Hidrobiologia* 379 (1): 41-53.
- Robadue, D., R. Calderon, A. Oczkowski, L. Bach & M. F. Cepeda. 2004. Characterization of the region of the Laguna de Términos Campeche. *The Nature Conservancy University of Rhode Island, Corpus Christi, Texas, Mexico*. 51 p.
- Rojas-Galaviz, J. L., A. Yáñez-Arancibia, J. W. Day Jr. & F. R. Vera-Herrera. 1992. Estuarine primary producers: Laguna de Terminos-a study case. In: Seeliger, U. (Ed.). *Coastal Plant Communities of Latin America*. Academic Press pp. 141-154.
- Roy, R., A. Pratihary, G. Mangesh & S. W. A. Naqvi. 2006. Spatial variation of phytoplankton pigments along the southwest coast of India. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69 (1-2): 189-195.
- Seoane, S., A. Laza & E. Orive. 2006. Monitoring phytoplankton assemblages in estuarine waters: The application of pigment analysis and microscopy to size-fractionated samples. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67 (3): 343-354.
- Soria-Píriz, S., E. García-Robledo, S. Papaspyrou, V. Aguilar, I. Seguro, J. Acuña, A. Morales, A. Corzo. 2017. Size fractionated phytoplankton biomass and net metabolism along a tropical estuarine gradient. *Limnology and Oceanography* 62 (S1): 309-326.

- Strickland, J. D. H. & T. R. Parsons. 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. Segunda Ed. ed. Ottawa, 310 p.
- Suárez-Caabro, J. A. & S. Gómez-Aguirre. 1965. Observaciones sobre el plancton de la Laguna de Términos, Campeche, México. *Bulletin of Marine Science* 15 (4): 1072-1120.
- Taher, T. M., T. Lihan & M. A. Mustapha. 2013. Vertical distribution of Pahang River plume. In: *AIP Conference Proceedings*. American Institute of Physics 1571 (1) pp. 549-555.
- Telesh, I. V. & V. V. Khlebovich. 2010. Principal processes within the estuarine salinity gradient: a review. *Marine Pollution Bulletin* 61 (4-6): 149-155.
- Van Meerssche, E. & J. L. Pinckney. 2019. Nutrient loading impacts on estuarine phytoplankton size and community composition: community-based indicators of eutrophication. *Estuaries and Coasts* 42 (2): 504-512
- Varona-Cordero, F. F. Gutiérrez-Mendieta & V. H. Rivera-Monroy. 2014. In situ response of phytoplankton to nutrient additions in a tropical coastal lagoon, (La Mancha, Veracruz, Mexico). *Estuaries and Coasts* 37: 1353–1375. DOI 10.1007/s12237-014-9806-5.
- Vidussi, F., H. Claustre, J. Bustillos-Guzman, C. Cailliau, J. Marty. 1996. Determination of chlorophylls and carotenoids of marine phytoplankton: separation of chlorophyll a from divinyl-chlorophyll a and zeaxanthin from lutein. *Journal of Plankton Research* 18: 2377-2382.
- Wright, S. W. & R. L. van den Enden. 2000. Phytoplankton community structure and stocks in the East Antarctic marginal ice zone (BROKE survey, January–March 1996) determined by CHEMTAX analysis of HPLC pigment signatures. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 47 (12-13): 2363-2400.
- Yáñez-Arancibia, A., A. L. Lara-Domínguez, P. Chavance, F. D. Hernández & J. W. Day. 1988. Comportamiento ambiental de la Laguna de Términos. In: Yáñez-Arancibia y Day, J. W (Eds.) *Ecología de los Ecosistemas Costeros en el sur del Golfo de México: La Región de la Laguna de Términos*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, México, DF, pp. 27-40.

- Zapata, G. J. V., A. Yáñez-Arancibia, J. W. Day Jr & A. L. Lara-Domínguez. 1999. Ecología y manejo de los manglares en la Laguna de Términos, Campeche, México. In: Yáñez-Arancibia, A., & A. L. L. Domínguez (Eds.) *Ecosistemas de manglar en América Tropical Instituto de Ecología AC*. México. pp. 263-274.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Pearson Education India. Prentice Hall, New Jersey, USA. 66 p.