

Variabilidad espaciotemporal de las microalgas fitoplanctónicas con énfasis en las productoras de biotoxinas y su relación con las concentraciones de nutrientes en el Golfo de Urabá, Caribe colombiano

**Trabajo de investigación presentado como requisito para optar al título de:
Magíster en Ciencias del Mar**

**Noris Isabel Córdoba Mena
Ingeniera Biológica**

**Universidad de Antioquía
Corporación Académica ambiental
Turbo, Colombia**

2020

**Variabilidad espaciotemporal de las microalgas fitoplanctónicas con
énfasis en las productoras de biotoxinas y su relación con las
concentraciones de nutrientes en el Golfo de Urabá, Caribe colombiano**

Noris Isabel Córdoba Mena

Trabajo de investigación presentado como requisito parcial para optar al título de:
Magíster en Ciencias del Mar

Directores:

MSc. Lennin Rafael Flórez Leiva

Dr. Alex Fernando Rúa Cardona

Línea de Investigación:

Ecología acuícola, toxicología

Grupo de Investigación:

Océanos, Clima y Ambiente

Universidad de Antioquía

Corporación Académica Ambiental

Turbo, Colombia

2020

“No Podemos engañar al ADN. No podemos esquivar la fotosíntesis. No podemos decir que no nos importa el fitoplancton. Todos esos pequeños mecanismos proveen las condiciones necesarias para la vida en nuestro planeta. Decir que no nos importa el fitoplancton es decir en el sentido más literal que escogemos la muerte “

Barbara Ward (Traducción propia)

Agradecimientos

Agradezco a:

A Erlis Darío, Jovita, Verónica, Jeire, Lucetty, Helena y Ángel por el apoyo espiritual y material, por permitirme creer que puedo ser lo que me proponga y estar siempre disponibles. Gracias familia.

A mis directores Lennin Flórez y Alex Rúa por su guía durante este proceso, al Dr(c). Jorge Velásquez, la Dra. Heazel Grajales y al Dr. Fernando Parra por su apoyo en el diseño experimental y ejecución de análisis estadísticos, y a los profesores de la sede Ciencias del Mar por los conocimientos compartidos, con especial gratitud hacía la Dra. Jenny Leal y al PhD. Vladimir Toro por su soporte incondicional.

A mis compañeras por ayudarme a comprender mejor el mar y su asesoría en todo lo relacionado con el desarrollo de este trabajo.

A Pirata, Uchuva y Mordelona por la compañía durante las largas jornadas de estudio.

A los grupos de investigación Océanos, clima y ambiente (OCA); Biotecnología (BBB); y al grupo de investigación en sistemas marinos y costeros (GISMAC), a la Corporación Académica Ambiental de la Universidad de Antioquia y a todo el personal de la Sede Ciencias del mar de la Universidad de Antioquía por el soporte técnico y humano durante el proyecto.

Finalmente, al comité para el desarrollo de la investigación de la Universidad de Antioquía (CODI) por la financiación de este proyecto.

Resumen

Las comunidades de fitoplancton están expuestas a condiciones fisicoquímicas que regulan su abundancia y distribución, lo cual condiciona el éxito de especies productoras de biotoxinas. La variación espaciotemporal de estas condiciones resulta en cambios en la abundancia y composición taxonómica de dichas comunidades. El Golfo de Urabá, es un estuario tropical en el Mar Caribe. Con el propósito de estudiar la distribución espaciotemporal de las comunidades de fitoplancton con énfasis en los géneros potencialmente productores de biotoxinas en este estuario, se realizaron dos campañas de muestreo durante la temporada húmeda en mayo 5 y octubre 20 del 2018 y una durante la temporada seca en marzo 25 del 2019, en las cuales se visitaron 15 sitios. En cada sitio se determinó salinidad, temperatura, transparencia, concentraciones de nitrato, óxido de silicio (IV), fosfato, abundancia de fitoplancton, composición taxonómica, presencia de algunos géneros productores de biotoxinas y concentración de ácido domoico. La correlación de dichas variables permitió acercarse a la comprensión de su interdependencia. La distribución espacial de los géneros de fitoplancton identificados en el área de estudio mostró dependencia de la salinidad. Por ello, se delimitó el estuario en tres zonas, *viz* Fluvial, Estuarina y Oceánica.

Durante la temporada seca, la abundancia máxima de diatomeas alcanzó 11,166 cel./L y la de dinoflagelados 4,250 cel./L. Aunque la abundancia de dinoflagelados potencialmente productores de biotoxinas del género *Dinophysis spp* en esta temporada fue relativamente mayor, no se encontraron concentraciones que representaran un riesgo para el ecosistema. Por su parte, la abundancia de cianobacterias fue > 100.000 cel./L durante la primera de las campañas realizadas en temporada húmeda. Durante esta temporada, la abundancia relativa de los géneros de diatomeas productores de biotoxinas fue mayor. De hecho, en la segunda campaña realizada en temporada húmeda se determinó la máxima concentración de nutrientes y ácido domoico. Durante la temporada húmeda ocurrió una floración de *Dolichospermum*. Se detectó presencia de otras especies de microalgas potencialmente productoras de biotoxinas durante todas las campañas: *Prorocentrum*, *Dinophysis* y *Pseudo-*

nitzschia, con variabilidades asociadas a cambios espaciotemporales en los parámetros fisicoquímicos del estuario.

La composición taxonómica de las comunidades de fitoplancton varió con la zonificación, con mayor abundancia en la Zona Fluvial pero mayor riqueza en la Oceánica. La mayor concentración de ácido domoico fue determinada en el sitio 3 de la Zona Fluvial durante la temporada húmeda (1,580 pg/mL), concomitantemente con la presencia de diatomeas de la especie *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima*. Así mismo, la concentración mínima de ácido domoico se encontró en el sitio 9 de la Zona Estuarina durante la temporada seca (25,5 pg/mL). Este estudio encontró que las comunidades de fitoplancton productoras de biotoxinas del Golfo de Urabá respondieron a cambios espaciotemporales inducidos por la estacionalidad del hidropereodo entre la temporada húmeda del 2018 y la temporada seca del 2019. La concentración de nutrientes en el Golfo de Urabá fue mayor durante la temporada húmeda que durante la seca, lo cual favoreció la floración de fitoplancton y la producción de biotoxinas.

Palabras clave: Fitoplancton, estuarios tropicales, Ácido domoico, Algas tóxicas, Floraciones algales.

Abstract

Phytoplankton communities are exposed to physicochemical conditions that regulate their abundance and distribution, determining the success of biotoxin-producing species. The spatiotemporal variation of these conditions, results in changes in the abundance and taxonomic composition of these communities. The Gulf of Urabá is a tropical estuary in the Caribbean Sea. For the purpose of studying the spatiotemporal distribution of the phytoplankton communities with an emphasis on the potentially biotoxin-producing genera in this estuary, two sampling journeys were carried out during the rainy season on May 5 and October 20, 2018, and one during the dry season on March 25, 2019, during which a total of 15 sites were. At each site, the variables salinity, temperature, transparency, nitrate concentrations, silicon (IV) oxide, phosphate, abundance of phytoplankton, taxonomic composition, the presence of biotoxin-producing genera and domoic acid concentrations were measured. These variables were correlated in order to understand their interdependence. The spatial distribution of the phytoplankton genera identified in the study area was affected by salinity, because of that this variable was used in the establishment of three zones in the estuary *viz* Fluvial, Estuarine and Oceanic.

Diatoms had a maximum abundance of 11,166 cel./L, dinoflagellates 4,250 cel./L during the dry season, and cyanobacteria presented concentrations higher than 100,000 cel./L during the first sampling made during rainy season. During the dry season, the abundance of phytoplankton, particularly potential biotoxin producing dinoflagellates of the genus *Dinophysis*, were higher than during rainy season. Nevertheless, abundances were below levels considered harmful for the ecosystem health. On the other hand, the genus of diatoms from *Pseudo-nitzschia* genus, another biotoxin producer, showed its greatest abundance in the second campaign carried out during the rainy season. The highest concentration of nutrients and domoic acid were found among samples of this campaign too. Each zone presented a different taxonomic composition of the phytoplankton communities, with greater abundance in the Fluvial Zone and greatest taxonomic richness in the Oceanic Zone. During the dry season, a bloom of *Dolichospermum* occurred, in addition, during all the campaigns, the presence of other species well-known as potential biotoxin-producing

microalgae such *Prorocentrum*, *Dinophysis* and *Pseudo-nitzschia* were found, with variabilities associated to the spatiotemporal changes in the physicochemical parameters of the Gulf.

The taxonomic composition of the phytoplankton communities changed in each zone, with higher abundance in the Fluvial Zona but higher richness in the Oceanic. The highest concentration of domoic acid was determined at Station 3 of the Fluvial Zone during the time of high precipitation with a value of 1,580 pg/mL, which coincided with the presence of diatoms of the specie *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima*. Likewise, the concentration of biotoxin presented a minimum value in the dry season at Station 9 of the Estuarine Zone with a value of 25.5 pg/mL. This study found that the biotoxin-producing phytoplankton communities of the Gulf of Urabá responded to spatiotemporal changes induced by the seasonality of the hydroperiod between the 2018 rainy season and the 2019 dry season. The nutrients concentration in the Gulf of Urabá were higher during rainy season than in the dry season, this favouring the phytoplankton blooms and the production of biotoxins.

Keywords: Phytoplankton, Tropical estuaries, Domoic acid, Harmful algae, Algal bloom

Contenido

1. Introducción.....	19
1.1 Características del fitoplancton	19
1.2 Concentración de nutrientes y floraciones algales nocivas	22
1.3 Biotoxinas asociadas a las floraciones nocivas con énfasis en las diatomeas del género <i>Pseudo-nitzschia</i> spp.	24
1.4 Floraciones algales nocivas en el Caribe	27
2. Planteamiento del problema de investigación	32
2.1 Pregunta de investigación.....	33
2.2 Objetivos.....	33
2.2.1 Objetivo General	33
2.2.2 Objetivos Específicos	34
2.3 Justificación de la Investigación.....	34
3. Hipótesis	36
3.1 Sistema de hipótesis.....	36
3.2 Hipótesis de investigación	36
3.3 Hipótesis estadísticas o Predicciones	37
4. Área de estudio	38
5. Metodología.....	40
5.1 Diseño experimental	40
5.1.1 Variables respuesta.....	41
5.1.2 Cuantitativas.....	41
5.1.3 Cualitativas.....	42
5.1.4 Nivel de Investigación.....	42
5.2 Salidas de Campo	43
5.3 Parámetros fisicoquímicos y zonificación del Golfo.....	43
5.4 Determinación de nutrientes, clorofila <i>a</i> y ácido domoico.....	45
5.5 Análisis de abundancia y riqueza del fitoplancton	46

5.6	Análisis estadístico, índices de diversidad y estado trófico.....	47
5.7	Formato de los datos.....	49
6.	Resultados	51
6.1	Zonificación del Golfo de Urabá, características fisicoquímicas y clorofila <i>a</i>	51
6.1.1	Zonificación	51
6.1.2	Salinidad y estratificación	52
6.1.3	Temperatura	55
6.1.4	Transparencia	56
6.1.5	<i>pH</i>	57
6.1.6	Oxígeno Disuelto.....	58
6.1.7	Nitrato y amonio.....	59
6.1.8	Fosfato.....	60
6.1.9	Oxido de Silicio (IV).....	61
6.1.10	Clorofila <i>a</i>	62
6.2	Comunidad fitoplanctónica.....	64
6.2.1	Abundancia y composición de la comunidad fitoplanctónica.....	64
6.2.2	Microalgas productoras de biotoxinas y producción de ácido domoico en el Golfo de Urabá	74
6.3	Correlaciones	82
6.4	Índices Ecológicos y estado trófico	82
7.	Discusión	85
7.1	Características fisicoquímicas del Golfo de Urabá.....	85
7.2	Características de las comunidades fitoplanctónicas en el Golfo de Urabá y las de géneros productores de biotoxinas.	89
8.	Conclusiones	99
9.	Recomendaciones y comentarios.....	100
10.	Bibliografía	103

Lista de tablas

Pág.

Tabla 1 Principales intoxicaciones asociadas a Floraciones algales nocivas. (Hallegraeff, 1993; Wells <i>et al.</i> , 2005; Trainer <i>et al.</i> , 2012; Delia <i>et al.</i> , 2015; Wells <i>et al.</i> , 2015).....	24
Tabla 2 Principales floraciones tóxicas en el Caribe colombiano. Modificada de (Mancera, Gavio, & Arencibia, 2009)	29
Tabla 3 Ubicación geoespacial de sitios de muestreo en el Golfo de Urabá. Se presenta el código de cada sitio ubicado en las mismas coordenadas de algunas estaciones del proyecto REDCAM.	39
Tabla 4 Tratamientos del diseño experimental. Se establecen los tratamientos teniendo en cuenta las variables independientes fecha de muestreo (temporada) y profundidad de toma de las muestras.	40
Tabla 5 Diseño de bloques completos al azar, se observan las estaciones como el bloque, y la temporada climática y profundidad de muestreos como factores de estudio, para las 14 variables respuesta descritas en la sección 4.3.....	40
Tabla 6 Abundancia relativa superficial por grupo y temporada. En la última columna se presenta la abundancia total calculada como la sumatoria de la abundancia promedio de diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias de cada Zona.....	65
Tabla 7 ANOVA para verificar las diferencias en abundancia y riqueza de algunos grupos de fitoplancton entre temporadas climáticas.....	73
Tabla 8 ANOVA para verificar las diferencias en abundancia y riqueza entre zonas de algunos grupos de fitoplancton entre las Zonas.....	73

Tabla 9 Tabla de referencia cruzada de la presencia de <i>Pseudo-nitzschia</i> en cada Zona durante cada temporada y todas las campañas de muestreo.	77
Tabla 10 Principales índices ecológicos para la comunidad fitoplanctónica del Golfo de Urabá, Caribe colombiano, durante: temporada húmeda (2018), primera campaña de muestreo en la que se encontró una floración de <i>Dolichospermum</i> ; la temporada húmeda (2018), segunda campaña de muestreo, y durante la temporada seca (2019).	83
Tabla 11 Índice TRIX para la determinación del estado trófico de las zonas definidas en el Golfo de Urabá durante la temporada húmeda del 2018 y la temporada seca del 2019. Para determinar el índice de la temporada húmeda se utilizaron los valores promedio de las variables fisicoquímicas de los dos muestreos realizados en la temporada.	84
Tabla 12 Abundancia de organismos fitoplanctónicos (cel./L) en diferentes sitios del Caribe colombiano.	90
Tabla 13 Cantidad de Géneros fitoplanctónicos presentes en diferentes sitios del Caribe colombiano.	91

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1 Incremento global de las floraciones algales nocivas asociadas a las biotoxinas hasta el año 2000 (Adaptado de Van Dolah, 2000)	23
Figura 2 Estructura del ácido domoico en la que se observa la presencia de tres grupos carboxílicos que lo convierten en un análogo del glutamato. Elaboración propia	27
Figura 3 Mapa del área de estudio en el contexto (a) regional, (b) departamental y (c) local. Elaboración propia	39
Figura 4 Dendrogramas de clasificación de estaciones según su salinidad superficial usando el método de Ward durante las temporadas de (a) alta precipitación y (b) baja precipitación. Elaboración propia.	52
Figura 5 Diagrama de cajas y bigotes de los valores de salinidad con respecto a su posición en la haloclina, se observan diferencias significativas entre la salinidad sobre y bajo la haloclina. Elaboración propia.	53
Figura 6 Diagrama de cajas y bigotes de salinidad en cada sitio utilizando datos no promediados de salinidad obtenidos por el CTD por estación durante, a) Temporada húmeda, b) Temporada seca. Elaboración propia.....	53
Figura 7 Salinidad en transecto de axial del Golfo de Urabá, durante las temporadas a) húmeda y b) seca. Elaboración propia.	54
Figura 8 Frecuencias de Brunt-Väisälä durante las temporadas a) húmeda y b) seca, los valores de $S^2 > 0$ indican estratificación de la columna de agua, los valores máximos la ubicación de la haloclina. Datos propios, realizada por Moreno (<i>comm. pers</i>).	55

Figura 9 Perfiles de temperatura en el Golfo de Urabá durante la temporada a) húmeda y b) Seca. La boca del Golfo se encuentra al Norte (8,6°N), mientras que el Área con mayor influencia fluvial en el Golfo se encuentra al sur (<8,3°N). Elaboración propia	56
Figura 10 Transparencia promedio de las zonas durante las temporadas húmeda y seca. Elaboración propia.	57
Figura 11 Valores medios de <i>pH</i> entre zonas de muestreo durante las temporadas de baja y alta precipitación. Elaboración propia.	58
Figura 12 Oxígeno disuelto promedio durante las temporadas de seca y húmeda medido superficialmente y en un punto bajo la haloclina. Elaboración propia.	59
Figura 13 Concentraciones medias de a) nitrato durante la temporada húmeda y seca, y b) amonio durante la temporada seca. Elaboración propia.	60
Figura 14 Concentración media de fosfato en las zonas durante las temporadas seca y húmeda. Elaboración propia.	61
Figura 15 Concentración media de óxido de silicio (IV) en cada zona durante la temporada de seca y húmeda. Elaboración propia.	62
Figura 16 Concentración de clorofila <i>a</i> por zonas durante la temporada de seca y húmeda. Elaboración propia.	63
Figura 17 Variabilidad temporal de clorofila <i>a</i> en el Golfo de Urabá durante 2018. Las imágenes se realizaron con los datos del producto CHL1-GSM de GlobColour que corresponden a una interpolación de los datos satelitales MODIS-aqua, Viirs y OLCI-S3A. Realizado por Pacheco (<i>comm. pers</i>).....	64
Figura 18 Abundancia promedio de cianobacterias, diatomeas y dinoflagelados en muestras superficiales por zona durante la primera (1) y segunda campaña de la temporada húmeda (2) y la temporada seca. Elaboración propia.	65
Figura 19 Abundancia promedio de cianobacterias, diatomeas y dinoflagelados en muestras medidas bajo la haloclina por Zona durante la primera (1) y segunda (2) campaña de la temporada húmeda y en la temporada seca. Elaboración propia.	66

Figura 20 Abundancia superficial de diatomeas en el Golfo de Urabá durante a) Temporada húmeda durante la primera campaña de muestreo en presencia de una floración de *Dolichospermum* b) Temporada húmeda durante la segunda campaña de muestreo y c) temporada seca. Elaboración propia. 69

Figura 21 Abundancia superficial de dinoflagelados en el Golfo de Urabá durante a) Temporada húmeda durante la primera campaña de muestreo en presencia de una floración de *Dolichospermum* b) Temporada húmeda durante la segunda campaña de muestreo y c) temporada seca. Elaboración propia. 70

Figura 22 Abundancia superficial de cianobacterias en el Golfo de Urabá durante a) Temporada húmeda durante la primera campaña de muestreo en presencia de una floración de *Dolichospermum* b) Temporada húmeda durante la segunda campaña de muestreo y c) temporada seca. Elaboración propia. 71

Figura 23 Fotografías de microscopía óptica de algunos géneros y especies presentes en el Golfo de Urabá a) *Gyrosigma*, b) *Thalassionema*, c) *Proboscia*, d) *Ditylum*, e) *Asterolampra*, f) *Leptocylindrus*, g) *Biddulphia*, h) *Coscinodiscus*, i) *Rhabdonema*, j) *Odontella*, k) *Navicula*, l) *Oscillatoria*, m) *Triceratium pentacrinus*, n) *Chaetoceros affinis*, o) *Triplos fusus*, p) *Ornithocercus magnificus*. Elaboración propia. 72

Figura 24 Fotografías de algunos géneros/especies tóxicos encontrados en el Golfo de Urabá, a) *Dinophysis acuminata*, b) *D. caudata* c) *Prorocentrum* sp. d) *Dolichospermum* sp. e) *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima*. Elaboración propia..... 75

Figura 25 Géneros potencialmente productores de biotoxinas presentes por sitio durante la primera campaña de muestreo de la temporada húmeda en el Golfo de Urabá. Elaboración propia. 78

Figura 26 Géneros potencialmente productores de biotoxinas presentes por sitio durante la segunda campaña de muestreo de la temporada húmeda en el Golfo de Urabá. Elaboración propia. 79

Figura 27 Géneros potencialmente productores de biotoxinas presentes por sitio durante la temporada seca en el Golfo de Urabá Elaboración propia..... 80

Figura 28 Abundancia proporcional de los géneros a) *Pseudo-nitzschia* y b) *Dinophysis* durante los muestreos. PA1 corresponde a la abundancia registrada en la primera colecta realizada en la temporada húmeda (2018), PA2 a la segunda (2018) y PB (2019) a la colecta realizada durante la temporada seca. Los términos Fluvial, Estuarina y Oceánica se refieren a las zonas definidas en el estudio y total a la abundancia. Elaboración propia..... 81

Figura 29 Concentración de ácido domoico total disuelto durante a) segunda campaña de muestreo temporada húmeda del 2016 y b) temporada seca del 2019 en el Golfo de Urabá. Las figuras presentan escalas diferentes con el objetivo de visualizar las variaciones de concentración en cada temporada. Elaboración propia..... 81

Figura 30 Promedio multianual de la precipitación en las estaciones meteorológicas del IDEAM Arboletes, Titumate, Tanela, Acandí y San Juan de Urabá en el Golfo de Urabá durante el periodo comprendido entre 2000 y 2016. Elaboración propia..... 88

Figura 31 Modelo conceptual del Golfo de Urabá, en la imagen se observa la Zona Fluvial en la que los aportes fluviales son predominantes (color marrón), En esta zona el Golfo cuenta mayoritariamente con diatomeas, cianobacterias y cianofitas, posteriormente se encuentra la Zona Estuarina como punto de encuentro entre las aguas provenientes de la Zona Fluvial y la Zona Oceánica, lugar de encuentro con el mar Caribe. Se representan los procesos biológicos realizados por el fitoplancton con flechas blancas y la distribución de los nutrientes Nitrato (NO_3^-) y Fosfato (PO_4^{3-}). Elaboración propia 98

Lista de Anexos

Anexo I: Pruebas supuestos de ANOVA123
Anexo II: Listado de géneros.127

Lista de Símbolos y abreviaturas

Abreviatura	Significado
AD	Ácido domoico.
AMPA	α -amino-3-hidroxi-5-metilo-4-isoxazolpropiónico.
AN	ANOVA
ASP	Amnesic shelfish poison
ca.	Aproximadamente
comm. pers.	Consulta personal
cel./L	Número de individuos por litro.
DSP	Diarrhetic shellfish poison
e.g.	Por ejemplo
et al.,	Y otros
FAN	Floraciones algales nocivas
HAB	Harmful algae blooms
KW	Kruskal-Wallis
N	Nitrógeno
NH ₃	Amoníaco
NH ₄ ⁺	Amonio
NO ₂	Dióxido de nitrógeno
NO ₃ ⁻	Nitrato
NSP	Neurotoxic shelfish poison
P	Fósforo
Per se	Por si mismo/a
PO ₄ ³⁻	Fosfato
PSP	Paralitic shelfish poison
REDCAM	Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia.
P	Rho de Spearman
SiO ₂	óxido de silicio (IV)
SiO ₄ ⁻⁴	Silicato
Sp	Especie
Spp	Especies
Z	Pruebas Z para la comparación de proporciones de columnas
ZCIT	Zona de Convergencia Intertropical

1. Introducción

La composición taxonómica y biomasa de comunidades microalgales puede variar con la concentración de nutrientes esenciales disponibles y los parámetros fisicoquímicos del agua, lo cual puede generar un fenómeno llamado floración, que sucede naturalmente en los ecosistemas acuáticos. De hecho, la eutrofización y el cambio climático han aumentado la frecuencia de ocurrencia de las floraciones algales generando cambios en la estructura de las comunidades fitoplanctónicas, y la frecuencia con que algunos ecosistemas como los estuarios están siendo impactados por floraciones nocivas en las que los organismos fitoplanctónicos liberan al agua metabolitos secundarios tóxicos (Anderson, Glibert, & Burkholder, 2002; Hallegraeff, 1993; McCabe *et al.*, 2016; Smayda, 1997).

El conocimiento de la variación de las comunidades fitoplanctónicas y de la presencia de géneros potencialmente tóxicos se convierte en este caso en una herramienta útil para establecer estrategias de gestión adecuadas para las floraciones nocivas. A continuación, se describen los principales factores que deben tenerse en cuenta para comprender qué es el fitoplancton; cómo funcionan las comunidades que lo conforman; como cambia la abundancia del fitoplancton con énfasis en algunos géneros productores de biotoxinas en función de los nutrientes esenciales fosfato, nitrato y sílice, y qué sustancias nocivas pueden producirse por las microalgas potencialmente tóxicas presentes en las comunidades fitoplanctónicas.

1.1 +Características del fitoplancton

El fitoplancton representa más del 45% de la producción primaria neta del planeta y es el primer eslabón de las redes tróficas marinas (Hernández-Becerril, 2014; Oliva-Martínez, Godínez-Ortega, & Zuñiga-Ramos, 2014; Vajravelu, Martin, & Ayyappan, 2018). Algunos estudios han mostrado que pequeñas variaciones en la estructura de esta comunidad producen grandes impactos en los ecosistemas (Dogliotti, 2007). En aguas marinas y estuarinas, el fitoplancton se encuentra representado por *ca.* 5000 especies que incluyen

clorofíceas, dinoflagelados, cianobacterias y diatomeas (Cloern, Foster & Kleckner, 2014; Cloern, 1996; Hallegraeff, 1993; Hernández-Becerril, 2014)

Las clorofíceas son un grupo de algas eucariotas que contienen clorofila *a* y *b*, se presentan como organismos unicelulares (2-10 μm) hasta colonias filamentosas y talosas de tamaños notables (*ca.* 1 m). Las clorofíceas son dominantes en ecosistemas lóticos y lénticos y son un componente importante de la flora marina tropical (Lee, 2018). Los dinoflagelados son mayoritariamente unicelulares (2-100 μm) que pueden tener o no cloroplastos, se dividen en tecados o no tecados (Tomas & Hasle, 1997) y son el segundo grupo más abundante en la comunidad fitoplanctónica, siendo superados solo por las diatomeas (Delia *et al.*, 2015; Hallegraeff, 1993; Lozano-Duque, Vidal, & Gabriel, 2010). Por su parte, las cianobacterias o cianofitas, son procariotas unicelulares o coloniales pequeñas (2-20 μm) con amplia distribución en todos los ecosistemas y nichos del planeta. Aunque las cianobacterias son mayoritariamente fotosintéticas, algunas pueden ser heterótrofas o fijadoras de nitrógeno atmosférico (Delia *et al.*, 2015). Además de clorofila *a* suelen presentar otros pigmentos como carotenoides (flavacina, luteína y zeaxantina) y ficocianina (Delia *et al.*, 2015; Lee, 2018).

Finalmente, las diatomeas son microalgas unicelulares (10-500 μm) que contienen clorofila *a* y *c*, y betacarotenos (fucoxantinas, ditoxantina y diadinoxantina) como pigmentos fotosintéticos. Las diatomeas suelen dominar cerca a la termoclina en zonas de surgencia (Delia, *et al.*, 2015) y en condiciones de alta turbulencia y aguas frías (Lara-Rodríguez, *et al.*, 2015). Dado que poseen una pared celular reforzada con dióxido de silicio (frústulas), por lo que además son fijadoras de sílice. Adicionalmente las diatomeas contribuyen *ca.* 90% de la productividad de comunidades planctónicas, suelen ser oportunistas y dominantes particularmente durante eventos de surgencia, pues aprovechan de forma más efectiva los nutrientes (Tomas & Hasle, 1997).

Para comprender las dinámicas de las comunidades fitoplanctónicas, es importante conocer el comportamiento de los parámetros fisicoquímicos, pues estos definen la ocurrencia de cada género de fitoplancton en diversidad de ecosistemas. En particular, la salinidad puede delimitarlos por zonas (Telesh & Khlebovich, 2010), debido a que los organismos fitoplanctónicos pueden ser eurihalinos o estenohalinos según su tolerancia a las

variaciones de salinidad (Quinlan & Phlips, 2007). Debido a esto, la composición de la comunidad fitoplanctónica presente en estuarios cambia espacialmente con el gradiente de salinidad (Muylaert & Sabbe, 1999). Sin embargo, otras variables influyen en su distribución y abundancia.

Los cambios ambientales, *e.g.*, variación en el espesor de la capa de mezcla, disponibilidad de luz, turbidez, y cambios en la concentración de nutrientes esenciales como N, C, P, O, Fe y Si, influyen en la abundancia de los organismos fitoplanctónicos. (Glibert, 2016; Reynolds, 2006). Numerosos estudios han demostrado que la escorrentía y la temperatura afectan la abundancia fitoplanctónica (Carstensen, Henriksen, & Heiskanen, 2007; Carstensen, Klais, & Cloern, 2015; Cloern, 1996; Dugdale, Wilkerson, Parker, Marchi, & Taberski, 2012; Hattenrath, Anderson, & Gobler, 2010; Jakobsen *et al.*, 2015; Muylaert & Sabbe, 1999; Pettersen, Johnsen, Berge, & Hovland, 2011; Ringuet & Mackenzie, 2005; Smayda, 1997; Vajravelu *et al.*, 2018). Específicamente, el aumento en la tasa de crecimiento del fitoplancton que puede causar floraciones se presenta cuando aumentan la temperatura y los nutrientes en estuarios estratificados; la actividad antrópica, o la resuspensión inducida por oleaje y viento (Carstensen *et al.*, 2007; Dugdale *et al.*, 2012; Lara-Rodríguez, Velásquez-Arenas, Troccoli-Ghinaglia, Hernandez, & Lemus, 2015; Smayda, 1997; Vajravelu *et al.*, 2018; Wells *et al.*, 2015; Wells, Trick, Cochlan, Hughes, & Trainer, 2005).

En la mayoría de las floraciones la demanda de oxígeno de la biomasa fitoplanctónica supera la tasa de producción, lo que en ambientes con baja tasa de recambio, fuertemente estratificados térmicamente y/o someros induce anoxia y muerte de organismos, incluyendo aquellos de interés comercial (Carstensen *et al.*, 2015; Wells *et al.*, 2015). El resultado es que aumenta la demanda de oxígeno por la descomposición bacteriana de la materia orgánica (Zilius *et al.*, 2014) y ocasionalmente se producen biotoxinas (Wells *et al.*, 2005). Las floraciones con estas características se denominan floraciones algales nocivas (FAN) o *Harmful algae Bloom (HAB)* (Hallegraeff, 1993; Sar, Ferrario, & Reguera, 2002).

Entre las *ca.* 300 especies reportadas de fitoplancton que pueden producir floraciones, 80 han sido reconocidas como causantes de FAN, de las cuales el 75% pertenece al grupo de los dinoflagelados (Anderson *et al.*, 2002; Smayda, 1997), La ocurrencia masiva de FAN

suele comprometer la biodiversidad, disminuir las capturas por actividad pesquera, generar pérdidas económicas y causar enfermedades e inestabilidad nutricional en los niveles tróficos superiores por la bioacumulación de toxinas, anoxia y reducción de la transparencia en la columna de agua (Anderson *et al.*, 2002; Smayda, 1997; Trainer, Hickey, & Horner, 2002).

1.2 Concentración de nutrientes y floraciones algales nocivas

En general, los FAN dependen de la estructura de la comunidad fitoplanctónica y los parámetros fisicoquímicos, por lo que entender la variación espaciotemporal de las microalgas es fundamental para comprender mejor la ocurrencia de FAN y sus posibles consecuencias en el ecosistema (Mckibben *et al.*, 2017). Aunque el origen de las FAN puede ser ambiental (*e.g.* incremento de nutrientes por surgencia, resuspensión), su frecuencia en los últimos cincuenta años ha aumentado debido al uso extensivo de fertilizantes para agricultura y al incremento en la descarga de aguas residuales por expansión de áreas urbanas (Van Dolah, 2000), que se traducen en mayor biodisponibilidad de formas orgánicas e inorgánicas de Nitrógeno (N) y Fósforo (P). Estos elementos se encuentran asociados al crecimiento del fitoplancton debido a que son esenciales en la estructura de biomoléculas clave del metabolismo orgánico (*e.g.* ácidos nucleicos y aminoácidos). En los estuarios, el N es el limitante principal de la ocurrencia de FAN, por lo que las especies con mejores estrategias para su aprovechamiento son dominantes en la comunidad fitoplanctónica (Anderson *et al.*, 2002; Van Dolah, 2000).

Los aportes de N y P a estuarios y océanos aumentan concomitantemente con la erosión (inducida por deforestación), la escorrentía (por aumento en la precipitación o disminución de la infiltración), la agricultura, la descarga puntual de aguas residuales y la deposición atmosférica de nutrientes presentes en emisiones industriales y vehiculares (NO₂, NH₃) (Anderson *et al.*, 2002; Ávila & Aguiillaume, 2017; Cloern, 1996; Fire *et al.*, 2010; Jonson *et al.*, 2017, Pascaud *et al.*, 2016; Reed *et al.*, 2016). Estos aportes están asociados usualmente al desarrollo urbano y conllevan a un aumento de los FAN alrededor de asentamientos urbanos (Figura 1; Van Dolah, 2000). Por ejemplo, la abundancia relativa de diatomeas precursoras de FAN del género *Pseudo-nitzschia* en el Golfo de México es 4%

mayor en parcelas de agua con niveles de NO_3^- entre 50-180 μM que en zonas oligotróficas (Trainer, *et al.*, 2012). Sin embargo, altas concentraciones de nutrientes no indican *per se* las FAN, pues estas concentraciones deben tener además una proporción adecuada (Dugdale *et al.*, 2012; Huete-Ortega, Calvo-Díaz, Graña, Mouriño-Carballido, & Marañón, 2011; Vajravelu *et al.*, 2018).

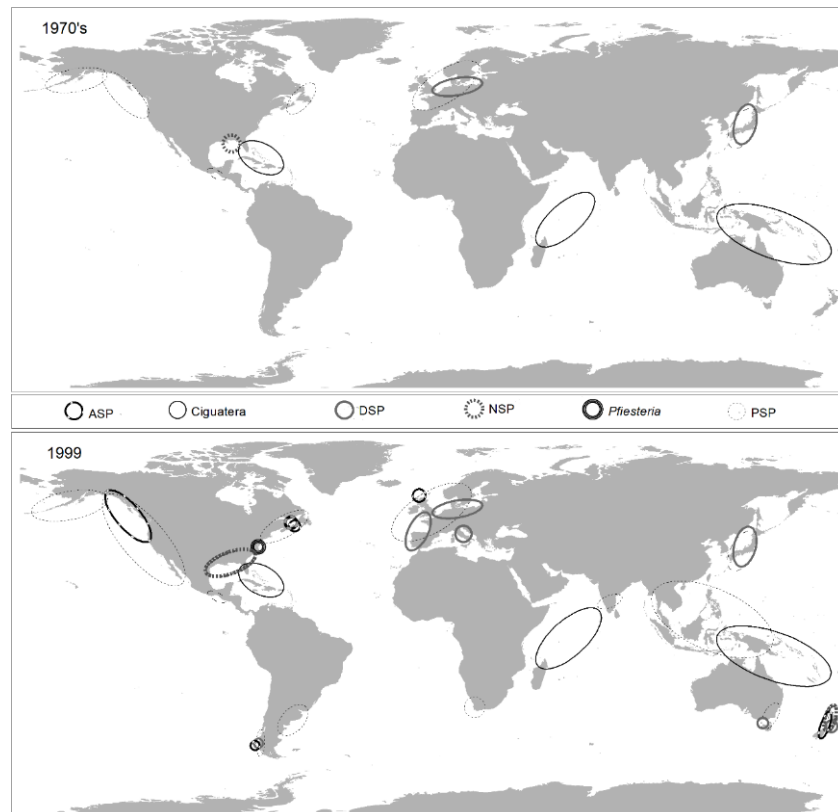


Figura 1. Incremento global de las floraciones algales nocivas asociadas a las biotoxinas hasta el año 2000 (Adaptado de Van Dolah, 2000). Se observa la distribución mundial de las biotoxinas asociadas al envenenamiento amnésico por consumo de mariscos (ASP), ciguatera, envenenamiento diarreico por consumo de mariscos (DSP), envenenamiento nervioso por consumo de mariscos (NSP), *Pfiesteria* y envenenamiento paralítico por consumo de mariscos (PSP)

El NO_3^- es metabolizado con mayor rapidez que otras especies de nitrógeno cuando se encuentra en una proporción adecuada con PO_4^{3-} , lo que favorece el crecimiento de algunas especies precursoras de floraciones. La metabolización de NO_3^- es inhibida cuando cambia la proporción N: P debida al aumento de la concentración de NH_4^+ , *i.e.*, la concentración de NH_4^+ debe ser disminuida antes de que se produzcan FAN de algunas especies (Glibert,

2016). De otro lado, la predisposición ambiental a la ocurrencia de FAN por parte diatomeas depende de las condiciones específicas de cada ecosistema, dado que el crecimiento de este grupo se encuentra limitado por la biodisponibilidad de silicio a pesar de la disponibilidad de N y P (Bergeron & Tremblay, 2014).

1.3 Biotoxinas asociadas a las floraciones nocivas con énfasis en las diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* spp.

Algunos de los organismos de la comunidad fitoplanctónica asociados a los FAN usan metabolitos que aumentan su capacidad de aprovechar nutrientes o retrasan el crecimiento de otras especies. Por sus efectos deletéreos en otros organismos, a estos metabolitos se les conoce como biotoxinas y tienen un rol fundamental en la mayoría de los FAN (Wells *et al.*, 2015). Sin embargo, sólo una porción de las especies de diatomeas y dinoflagelados presentes en los FAN está asociada a la producción de sustancias biotoxinas (Tabla 1), entre las cuales se encuentran los géneros *Gambierdiscus*, *Alexandrium*, *Dinophysis*, *Gymnodinium* (dinoflagelados), *Pseudo-nitzschia* (diatomea) y algunas cianobacterias como *Dolichospermum* (Delia *et al.*, 2015; Hallegraeff, 1993; Trainer *et al.*, 2012; Wells *et al.*, 2015; Hiolski *et al.*, 2016). El potencial de bioacumulación de las biotoxinas producidas por estos organismos amplifica su espectro de acción en diferentes niveles de la cadena trófica, con consecuencias a nivel ecosistémico (Wells *et al.*, 2005; Fire *et al.* 2010; Carstensen *et al.*, 2015).

Tabla 1 Principales intoxicaciones asociadas a Floraciones algales nocivas. (Hallegraeff, 1993; Wells *et al.*, 2005; Trainer *et al.*, 2012; Delia *et al.*, 2015; Wells *et al.*, 2015)

INTOXICACIÓN	ORGANISMO ASOCIADO	BIOTOXINA PRODUCIDA	SÍNTOMAS
Envenenamiento amnésico por mariscos (ASP)	<i>Pseudo-nitzschia</i> spp	Ácido domoico	Leve: vómito, diarrea, cólicos abdominales. Grave: alucinaciones, confusión, pérdida de la memoria a corto plazo, muerte.

INTOXICACIÓN	ORGANISMO ASOCIADO	BIOTOXINA PRODUCIDA	SÍNTOMAS
Envenenamiento paralítico por mariscos (PSP)	<i>Alexandrium catenella</i> ,	Saxitoxinas, Gonyautoxinas	Leve: sensación de hormigueo o entumecimiento en los labios, que se esparce por la cara y el cuello. dolor de cabeza, náusea, vómito y diarrea.
	<i>A. minutum</i>		
	<i>A. tamarense</i>		Grave: parálisis muscular, dificultad respiratoria, muerte por parálisis pulmonar.
	<i>Gymnodinium catenatum</i>		
	<i>Pyrodinium bahamense</i>		
Envenenamiento diarreico por consumo de mariscos (DSP)	<i>Dinophysis acuminata</i>	ácido okadaico, pectenotoxinas, dinofisistoxinas	Leve: diarrea, náuseas, dolor abdominal, vómito.
	<i>D. fortii</i>	yesotoxinas, poliéteres sulfatados	Grave: la exposición crónica puede causar tumores en el sistema digestivo.
	<i>D. caudata</i>		
Ciguatera	<i>Gambierdiscus toxicus</i> , <i>Ostreopsis siamensis</i> , <i>Prorocentrum lima</i> .	Gambiertoquinas	Leve: diarrea, dolor abdominal, náusea y vómito.
		Ciguatoquinas	Grave: sensación de temblor en manos y pies, dificultad en el equilibrio, disminución en la frecuencia cardíaca e hipotensión. Muerte por falla respiratoria.
Intoxicación neurológica por mariscos (NSP)	<i>Gymnodinium brevis</i> (<i>Karenia brevis</i>)	Brevetoxinas	leve: náuseas, vómito, diarrea, sudoración excesiva, hipotensión, arritmia, entumecimiento, parestesia facial
			Grave: broncoconstricción, parálisis, ataques, coma.

La ocurrencia de FAN de especies tóxicas es crítica en la mayoría de los casos para los seres humanos (Tabla 1). Sin embargo, en los últimos años se ha centrado la atención a las floraciones de algas del género *Pseudo-nitzschia* porque compiten muy eficientemente con otras diatomeas en iguales condiciones (Trainer *et al.*, 2002). De hecho, el incremento en la temperatura superficial del mar favorece el aumento en la tasa reproductiva de *Pseudo-nitzschia* (Wells *et al.*, 2005). El género *Pseudo-nitzschia* se caracteriza por sus colonias con crecimiento lineal o lanceoladas sobrepuestas en sus ápices, con un eje trans-apical de 0,5-1,6 μm y longitud de 25-160 μm . Su superficie es ligeramente estriada en forma de bandas con hileras laterales características según la especie (Lundholm, Moestrup, Hasle, & Hoef-Emden, 2003). En general, la contribución de estas colonias en la biomasa fitoplanctónica es menor al 17% incluso en las FAN más intensas observadas en la costa de Estados Unidos (Van Dolah, 2000). Al tratarse de una diatomea, es necesario que exista además silicio suficiente para su crecimiento y suficiente urea, NH_4^+ o NO_3^- para la producción de biotoxinas (Heisler, *et al.*, 2008; Howard *et al.*, 2007; Pednekar, 2018; Smayda, 1997; Trainer *et al.*, 2007; Wells *et al.*, 2005).

De las 30 especies del género *Pseudo-nitzschia*, 12 producen ácido domoico (AD) (Trainer *et al.*, 2012), un aminoácido clasificado como un cainoide con función neurotransmisora que puede estimular a las proteínas neuronales receptoras de glutamato. Esto ocasiona daño neurológico en la zona del hipocampo induciendo amnesia con síntomas iniciales de náuseas, vómito, dolor de cabeza, pérdida de la memoria y en ocasiones la muerte (Figura 2; Lundholm *et al.*, 2003; Trainer *et al.*, 2012, 2002).

Aunque *in vitro* el ácido domoico no tiene efectos citotóxicos, concentraciones de 0,1 μM generan silenciamiento electro-físico de las neuronas porque cambian la posición de los receptores AMPA (receptor α -amino-3-hidroxi-5-metilo-4-isoxazolpropiónico) en su membrana celular, generando malfunciones del sistema nervioso (Hiolski *et al.*, 2016; Pérez-Gómez & Tasker, 2012). El tiempo de residencia de esta biotoxina en organismos es de algunas horas (Maucher & Ramsdell, 2005; Piletska *et al.*, 2008). Esto hace difícil su detección después de días, pero la biotoxina es termoestable y se preserva bien a temperatura ambiente (25-28°C) en matrices sólidas (Chan *et al.*, 2007; Piletska *et al.*, 2008).

Recientemente, las investigaciones se han enfocado en comprender los factores que promueven el crecimiento de *Pseudo-nitzschia* spp. y su relación con la producción del ácido domoico (Wells *et al.*, 2015). Los resultados de esas investigaciones sugieren que el aumento de temperatura asociado al cambio climático y la mayor disponibilidad de NO_3^- , PO_4^{3-} y urea favorece la floración de *Pseudo-nitzschia*. Entre las intoxicaciones causadas por *Pseudo-nitzschia*, el caso más grave ocurrió en Canadá (1987) con tres muertes y 105 intoxicaciones (Trainer *et al.*, 2012). Otros organismos también han sido afectados por el consumo de ácido domoico. Por ejemplo, algunas aves marinas (*Pelecanus occidentalis*, *Phalacrocorax penicillatus*) son especialmente sensibles a la intoxicación por consumo de anchoas contaminadas (*Engraulis* spp.). Las especies comerciales de mariscos reconocidas por su capacidad de bioacumulación de ácido domoico son mejillón (*Mytilus edulis*), la almeja navaja del pacífico (*Siliqua patula*), la viera (*Argopecten irradians*) y la almeja de fondo (*Placopecten magellanicus*). El ácido domoico puede causar efectos letales asintomáticos en bivalvos *Chlamys hastata* y cangrejos *Cancer magister* (McCabe *et al.*, 2016; Trainer *et al.*, 2002; Wells *et al.*, 2005).

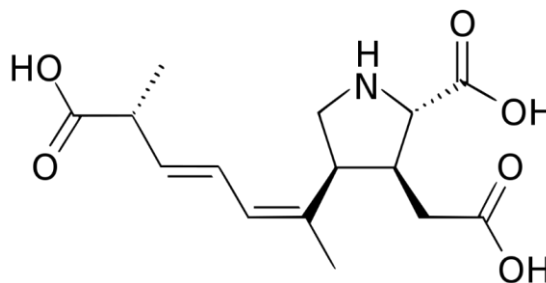


Figura 2. Estructura del ácido domoico en la que se observa la presencia de tres grupos carboxílicos que lo convierten en un análogo del glutamato. Elaboración propia

1.4 Floraciones algales nocivas en el Caribe

Existen numerosos ejemplos del aumento en frecuencia, intensidad y distribución geográfica de las FAN y sus riesgos durante las últimas décadas (Figura 1; Barton *et al.*, 2016; Hallegraef, 2003; McCabe, *et al.*, 2016; McKibben *et al.*, 2017; Smayda, 1997;

Trainer *et al.*, 2002; Van Dolah, 2000; Wells *et al.*, 2005). Con ello también ha aumentado el interés en la caracterización de sitios de su ocurrencia para posterior implementación de acciones de manejo. En particular, los ecosistemas acuáticos con descargas fluviales puntuales o escorrentía son más susceptibles al desarrollo de FAN debido al incremento de nutrientes (Lucas L. *et al.*, 1999a,b). El estudio sistemático del incremento de las FAN entre 1992-2008 ha encontrado que el incremento de nutrientes contribuye en 50% a la mortalidad de algunas aves y mamíferos marinos (Fire *et al.*, 2010; McCabe *et al.*, 2016; Trainer *et al.*, 2012). Anualmente, se reportan *ca.* 60.000 intoxicaciones en diferentes especies incluyendo al ser humano asociadas a FAN (McCabe *et al.*, 2016; McKibben *et al.*, 2017; Wells, *et al.*, 2015).

Estudios sobre la dinámica de las FAN han reportado envenenamiento diarreico por consumo de mariscos que acumulan biotoxinas asociados a floraciones de *Dinophysis* spp. (Naustvoll, Gustad & Dahl. 2012; Scholin *et al.*, 2000, Trainer *et al.*, 2012). Las FAN en algunos ecosistemas (*e.g.*, Fiordos) se pueden presentar cíclicamente y el riesgo de intoxicación en humanos es constante debido a la bioacumulación por los organismos durante cada repetición de la floración. El comportamiento cíclico de las FAN en estuarios es, de hecho, plausible debido a la constante depositación de nutrientes en estos ecosistemas (Reynolds, 2006; Trainer *et al.*, 2012). Se han reportado además especies de *Pseudo-nitzschia* productoras de FAN en el Golfo de México, la costa Atlántica estadounidense y las costas de Canadá, Noruega, Nueva Zelanda, norte de Japón y Australia (Figura 1; Hallegraef, 2003, Van Dolah, 2000, Wells, *et al.*, 2015).

El reporte de FAN en América central, el norte de Sur América (Mancera-Pineda, Gavio, & Arencibia-Carballo, 2009) y el Caribe (Brenes Rodríguez, Benavides Morera, & Loza Álvarez, 2017) durante las últimas décadas viene en aumento. La evidencia de ocurrencia de FAN y producción de ácido domoico en aguas superficiales de océanos globales es escasa debido a que estos ecosistemas son generalmente oligotróficos e inadecuados para el desarrollo de diatomeas. El mar Caribe no es una excepción, pues este es un ecosistema mayoritariamente oligotrófico (Chollett *et al.*, 2012; Müller-Karger *et al.*, 1989). Sin embargo, las FAN pueden ocurrir en zonas cercanas a poblaciones costeras o insulares.

Las FAN reportadas en el Caribe han sido generadas principalmente por dinoflagelados, *e.g.*, las FAN costarricenses en 2004 asociadas a *Alexandrium monilatum*, *Gymnodinium catenatum* *Pyrodinium bahamense* y *Trichodesmium* spp. (Calvo Vargas, Berrocal Artavia, & Boza Abarca, 2016; Vargas Montero, Freer Bustamante, Guzman, & Vargas, 2008); cubanas en 2006 asociadas a los dinoflagelados *Prorocentrum lima*, *Gambierdiscus toxicus* y *Prorocentrum concavum* en las que murieron ocho personas (Castro, 2007); venezolanas en 2006 donde se reportó un caso de intoxicación asociado a *Gymnodinium catenatum* y a *Prorocentrum triestinum* (La Barbera-Sánchez, Gamboa, Castillo, & Rojas, 2008).

Los estudios de FAN colombianos incluyen determinación de nutrientes y riqueza fitoplanctónica en el Pacífico (Arteaga & Perdomo, 2016) y el Caribe (Álvarez, 1999; Herrera & Sierra, 2007; Mancera-Pineda, Gavio & Arencibia-Caraballo., 2009, Tigreros, 2001). En el Pacífico reportan presencia de los géneros *Dinophysis*, *Gonyaulax*, *Alexandrium* y *Pseudo-nitzschia* en la comunidad fitoplanctónica, con abundancias de hasta 113 cel./L para esta última. En el Caribe se han descrito efectos de la ocurrencia de FAN (Tabla 2). Entre las principales especies productoras de FAN se encuentran los dinoflagelados (Cárdenas-García, 2012, Herrera & Sierra, 2007, Suárez, Franco-Herrera & Cañón-Pérez, 2007, Rangel & Vidal, 2008). Teniendo en cuenta los factores que promueven FAN, es probable que las floraciones en el Caribe ocurran por: 1) surgencia, 2) mezcla, 3) escorrentía, 4) aumento en la concentración de nutrientes por erosión o actividad antrópica, o 5) desequilibrios en la comunidad fitoplanctónica por factores como llegada de especies invasoras en aguas de lastre. El rango de concentración ideal para la ocurrencia de FAN de géneros *Pseudo-nitzschia* es 8-22 μM para NO_3^- , 2,4-35 μM para Si y 0,2-2 μM para PO_4^{3-} (Trainer, *et al.*, 2012). Este rango es común en el Golfo de Urabá debido a influencia antrópica (INVEMAR, 2018).

Tabla 2 Principales floraciones tóxicas en el Caribe colombiano. Modificada de Mancera, Gavio, & Arencibia, (2009)

AÑO	LUGAR	ESPECIE	EVENTO	EFFECTOS
1971	Lagunas costeras del Magdalena	<i>Anabaena circinalis</i>	Tóxico	Mortandad de peces y aves

1975-1980	Bahía de Cartagena	<i>Gonyaulax polyedra</i>	Marea roja	Ninguno
1985	Lagunas costeras del Magdalena	<i>Anabaena flosaque</i>	Tóxico	Mortandad de peces y aves
1994	Complejo pajarales	<i>Anabaenopsis</i> sp.	Anoxia	Mortandad de peces.
1997	Lagunas Atlántico en	<i>Microcystis aeruginosa</i> y <i>Anabaena spiroides</i>	Tóxico	Mortandad de aves
1995-1998	CGSM	<i>Microcystis</i> sp. <i>Anabaenopsis</i> sp.	Anoxia	Mortandad de peces.
2001-2002	Bahía de Tumaco	<i>Alexandrium tamarense</i>	Marea roja	Ninguno
2005 (Suárez, Franco-Herrera, & Cañón Páez, 2007)	Bahía de Cartagena	<i>Dinophysis caudata</i>	Floración	Sin registros
2007	San Andrés	No identificada	Ciguatera	Intoxicación en humanos.
2004-2011 (Arteaga & Perdomo, 2016.)	Cuenca del Pacifico colombiano	<i>Alexandrium</i> , <i>Dinophysis</i> , <i>Dinophysis caudata</i> , <i>Dinophysis</i> <i>(Phalacroma)</i> cf. <i>rotundata</i> , <i>Gonyaulax</i> spp., <i>Pseudo-nitzschia</i> ,	Potencialmente toxicas, pero sin registro para este trabajo	Sin registros
2016 (Florez-Leiva comm. pers.)	Golfo de Urabá	<i>Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima</i>	Floración nociva, Potencialmente toxicas, pero sin registro para este trabajo.	Sin registro

Durante observaciones puntuales realizadas en abril de 2016 en el Golfo de Urabá, la presencia de aguas turbias con olores ofensivos sugirió presumiblemente floraciones de

Pseudo-nitzschia spp. De conformidad con la anterior presunción, se reportaron altas concentraciones de clorofila *a* en este periodo (Pacheco *comm. pers.*) e identificaron especies productoras de ácido domoico (Flórez-Leiva *comm. pers.*). Lo anterior, sumado a la actividad agrícola en la región de Urabá y la descarga de aguas servidas a su Golfo, enmarcan la necesidad apremiante de caracterizar la comunidad fitoplanctónica del área y la disponibilidad de nutrientes con los que cuentan debido a los impactos que puede causar la ocurrencia de FAN asociados a algunas especies de géneros potencialmente tóxicos como *Pseudo-nitzschia*.

Por lo anterior, en el presente trabajo se describió la comunidad fitoplanctónica en aguas estuarinas del Golfo de Urabá con el objeto de detectar géneros fitoplanctónicos potencialmente productores de biotoxinas, su distribución espaciotemporal y los factores ambientales que favorecen una retroalimentación positiva a su abundancia. Para tal fin, se correlacionó la concentración de nitrato, fosfato, óxido de silicio (IV), salinidad en la columna de agua y algunas variables fisicoquímicas del Golfo de Urabá con la abundancia de los organismos presentes en la comunidad fitoplanctónica. Lo anterior con énfasis en los organismos potencialmente productores de biotoxinas en tres zonas dependientes del gradiente de salinidad superficial. El presente estudio fue realizado durante dos momentos en la temporada húmeda de 2018 y otro en la temporada seca de 2019.

Planteamiento del problema de investigación

2.1 Planteamiento del problema

El Golfo de Urabá es un cuerpo de agua semicerrado, ubicado en el suroccidente del Caribe colombiano en el que desembocan los ríos Turbo, Caimán Nuevo, Necoclí, Currulao, Guadualito, León y Atrato. El río Atrato es el afluente principal del Golfo y su alto caudal (ca. 4.500 m³/s) ocasiona una mezcla hipopónica de agua fluvial y el mar caribe (Bernal, Montoya, Garizábal & Toro., 2005). La concentración de nutrientes en el estuario ha aumentado ampliamente en los últimos años debido a descargas urbanas y agroindustriales, erosión y sedimentación costera (Bernal *et al.*, 2005; Taborda *et al.*, 2008). Esto podría favorecer el aumento en la frecuencia de las floraciones de fitoplancton en el Golfo. Casos similares se han registrado de manera sistemática en estuarios tropicales y zonas costeras, posiblemente debido al cambio climático y la eutrofización (Barton *et al.*, 2016; Carstensen, *et al.*, 2007; Guinder, 2011; McCabe, *et al.*, 2016; McKibben *et al.* 2017 Wells *et al.*, 2005;).

Se ha reportado la producción de biotoxinas en alrededor de 30 especies de diatomeas y dinoflagelados asociados a floraciones algales nocivas, entre las cuales se encuentran los géneros *Gambierdiscus*, *Alexandrium*, *Dinophysis*, *Gymnodinium* (dinoflagelados) y *Pseudo-nitzschia* (diatomea) (Delia *et al.*, 2015; Hiolski *et al.*, 2016; Hallegraeff, 2003; Wells *et al.*, 2015;). El potencial de bioacumulación de las biotoxinas producidas por estos organismos amplifica su espectro de acción en diferentes niveles de la cadena trófica, con consecuencias a nivel ecosistémico (Carstensen *et al.*, 2015; Fire *et al.* 2010; Wells *et al.*, 2005;). Estudios realizados en el Caribe y el Pacífico colombiano han reportado la presencia de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* dentro de las comunidades planctónicas (Arteaga & Perdomo, 2016; Franco-Herrera, Castro, & Tigreros, 2006; Mancera *et al.*, 2009). Sin embargo, se carece de información sobre la distribución de especies reconocidas como potencialmente nocivas del género *Pseudo-nitzschia* presentes en la comunidad fitoplanctónica y de la producción de ácido domoico en el Caribe (Trainer *et al.*, 2012). Infortunadamente, en el Golfo de Urabá, no se han identificado las condiciones en las que podrían ocurrir floraciones de especies productoras de FAN.

En el Golfo de Urabá, observaciones puntuales realizadas en abril de 2016 indicaron la presencia de aguas turbias con mal olor, características de las floraciones de *Pseudo-nitzschia* spp. Esta floración se confirmó por las concentraciones de clorofila *a* reportadas para este periodo (Pacheco *comm. pers.*) identificándose además especies productoras de ácido domoico (Florez-Leiva *comm. pers.*). Lo anterior sumado a la actividad agrícola en la región y la descarga de aguas servidas al Golfo ponen de presente la necesidad apremiante de caracterizar la comunidad fitoplanctónica del área y las condiciones en las que se encuentra que puedan generar una floración de algas tóxicas como *Pseudo-nitzschia* spp.

El presente trabajo tuvo el propósito de describir la comunidad fitoplanctónica en aguas estuarinas del Golfo de Urabá con el objeto de detectar especies potencialmente productoras de biotoxinas. Así mismo, evaluar la correlación entre la concentración de NO_3^- , PO_4^{3-} y SiO_2 y la salinidad con la distribución de las especies tóxicas y detectar si existe producción de ácido domoico por parte de las diatomeas del género *Pseudo-nitzschia*.

1.5 Pregunta de investigación

¿Cómo se correlaciona la distribución de géneros productores de biotoxinas en la comunidad fitoplanctónica con las concentraciones de NO_3^- , PO_4^{3-} , SiO_2 y la salinidad en la columna de agua durante las épocas seca y húmeda en el Golfo de Urabá, Caribe colombiano?

1.6 Objetivos

1.6.1 Objetivo General

Establecer la distribución espaciotemporal de los géneros de fitoplancton con énfasis en los productores de biotoxinas en función de la concentración de NO_3^- , PO_4^{3-} , SiO_2 y la salinidad en el Golfo de Urabá.

1.6.2 Objetivos Específicos

- Zonificar el Golfo de Urabá teniendo en cuenta el gradiente de salinidad superficial.
- Describir las características fisicoquímicas en las que habitan las comunidades fitoplanctónicas en cada zona.
- Comparar la concentración de NO_3^- , PO_4^{3-} y SiO_2 en tres zonas del Golfo de Urabá caracterizadas por su gradiente salino superficial.
- Describir la comunidad fitoplanctónica y su relación con las características fisicoquímicas en el área de estudio.
- Identificar los géneros productores de biotoxinas presentes en la comunidad fitoplanctónica durante las temporadas seca y húmeda en el Golfo de Urabá.
- Evaluar la correlación entre la distribución de las microalgas productoras de biotoxinas y las características fisicoquímicas del Golfo de Urabá.

1.7 Justificación de la Investigación

La región de Urabá, con una extensión de 1.800 km² (8°37'-7°55' N, 77°25'-76°55' O), es reconocida por su biodiversidad, variedad de ecosistemas y ubicación geoestratégica. En la región se dan problemáticas ambientales como deforestación por tala masiva, sobreexplotación pesquera y eutrofización por el uso extensivo de fertilizantes y plaguicidas en la producción agrícola (Bernal *et al.*, 2005; Taborda *et al.*, 2008).

Como se ha mencionado anteriormente, la eutrofización favorece la aparición de FAN que pueden ser nocivas para la salud humana y de otros seres vivos debido a la bioacumulación de toxinas (Anderson, *et al.*, 2002; McCabe, *et al.*, 2016). Lo anterior a su vez impacta la economía basada en explotación de recursos marinos. Específicamente, la presencia de ácido domoico en los estuarios tiene consecuencias que van desde la prohibición de la comercialización y consumo de productos hidrobiológicos a escala regional hasta el daño neurológico y muerte de organismos en niveles tróficos superiores (Wells *et al.*, 2005; Trainer, *et al.*, 2007; McKibben *et al.*, 2017).

En el Golfo de Urabá existen indicios de FAN con presencia del género *Pseudo-nitzschia* asociados posiblemente a procesos de eutrofización, que, por la dinámica de crecimiento de estas diatomeas, hacen del Golfo un lugar propicio para su proliferación. Sin embargo, para establecer mecanismos de control y monitoreo de FAN, se requiere antes la determinación de la composición de la comunidad fitoplanctónica, el reconocimiento mayoritario de los organismos fitoplanctónicos potencialmente nocivos y su variabilidad espacio temporal.

2. Hipótesis

2.1 Sistema de hipótesis

La hipótesis es una idea que se plantea como respuesta a la pregunta de investigación y tiene como objetivo instrumentar la investigación y análisis previo de la información en función de los conocimientos adquiridos por el autor. Existen diferentes metodologías para plantear la hipótesis. En el presente trabajo se plantean utilizando el método hipotético-deductivo, que permite poner a prueba una idea no medible a través de predicciones elaboradas que explican el porqué del fenómeno hipotético planteado (Farji, 2003; Marone y Galetto, 2011).

El uso del método hipotético-deductivo aplicado en el presente trabajo busca mantener un orden claro en la investigación, para facilitar la elaboración de preguntas posteriormente a la observación de un fenómeno, cuya respuesta trate de explicar el mismo desde las condiciones más evidentes hasta las menos viables. Estas respuestas serán conocidas como hipótesis de investigación, cuya característica principal es que no podrán ser respondidas directamente por la estadística, por lo que se requiere al menos el planteamiento de una predicción que permita responder a la pregunta. Estas predicciones finalmente serán quienes se analizarán estadísticamente y permitirán verificar las hipótesis de Investigación, a estas predicciones se les conoce como hipótesis estadísticas (Farji, 2004; Farji, 2007)

2.2 Hipótesis de investigación

En el Golfo de Urabá existen especies fitoplanctónicas productoras de biotoxinas, como el ácido domoico, cuya riqueza, abundancia y distribución espaciotemporal están condicionadas por el régimen hidroclimatológico, la salinidad y la concentración de NO_3^- , PO_4^{3-} , SiO_2 en la columna de agua.

2.3 Hipótesis estadísticas o Predicciones

Predicción (H_A): Al menos dos medias de las estaciones de muestreo para cada variable respuesta establecida serán estadísticamente diferentes entre ellas.

Esta predicción estará sujeta a posibles eventos como:

- La abundancia de microalgas fitoplanctónicas productoras de biotoxinas es diferente en al menos dos de los puntos de muestreo considerados en el Golfo de Urabá, más allá de lo que puede atribuirse al azar y con un nivel de confianza del 95%
- Existe diferencia para cada variable respuesta considerada en el proyecto entre al menos dos puntos de muestreo en el Golfo de Urabá para el mismo instante de tiempo, que son proporcionales a la abundancia de fitoplancton.
- Las medias de la concentración de NO_3^- , PO_4^{3-} y SiO_2 no se diferencian significativamente cuando se relacionan con la riqueza y abundancia de fitoplancton en los sitios de muestreo

3. Área de estudio

El Golfo de Urabá es una intrusión del Caribe en el noroccidente colombiano enmarcada entre latitudes 7°55'-8°40' N y longitudes 76°53'-77°23' W de características estuarinas (Montoya & Toro, 2006). Este cuerpo de agua se extiende desde los límites con Panamá en Cabo Tiburón (Chocó) hasta Punta Arboletes (Antioquia). Tiene longitud de 87 km y su ancho varía desde 6 km entre la desembocadura del río Turbo y boca Matutungo en el delta del Atrato, hasta 54 km desde Cabo Tiburón hasta Punta Arenas Norte. Su profundidad varía desde 5 m en Bahía Colombia hasta 70 m en los límites con el mar Caribe (García-Valencia, 2007).

La climatología del Golfo es monomodal y depende de la oscilación norte-sur de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), por lo que se presentan dos épocas climáticas contrastantes en concordancia con los patrones de precipitación y circulación anual (Chevillot, Molina-Márquez, Giraldo-Ospina, & Molina-Márquez, 1993). La época seca entre diciembre-abril presenta registros mínimos de precipitación con vientos alisios de gran intensidad desde el noreste. La época húmeda entre mayo-noviembre registra valores máximos de precipitación y vientos débiles del suroeste (Chevillot *et al.*, 1993; Roldán, 2008). El patrón superficial de corrientes varía concomitantemente con las épocas climáticas. En temporada húmeda los vientos del suroeste empujan las aguas salobres superficiales a lo largo del costado nororiental (Montoya & Toro, 2006) y generan en la boca Leoncito del río Atrato dos vórtices, uno occidental anticiclónico y otro oriental ciclónico, que facilitan la dispersión de la pluma del río Atrato. En la temporada seca, los vientos alisios confinan la descarga fluvial del Atrato y otros tributarios en Bahía Colombia ocasionando allí disminución en la salinidad. Lo anterior induce una contracorriente lenta en dirección sur-norte a 4 m de profundidad (Molina, Molina, & Chevillot, 1992; Roldán, 2008; Velásquez Montoya, 2013).

La actividad agrícola y ganadera a lo largo de la zona costera de la región de Urabá es intensa y cubre *ca.* 67.802 ha (García-Valencia, 2007) incluyendo los municipios de Arboletes, San Juan de Urabá, Necoclí, Turbo, Unguía y Acandí. En consecuencia, existe un gran aporte de nutrientes por escorrentía y descarga fluvial al interior del Golfo (Blanco-

Libreros, 2016; François, García, Cesaraccio, & Rojas, 2007). El presente estudio analizó 15 sitios de muestreo coincidentes con la Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia (REDCAM) del Golfo de Urabá (Tabla 3, Figura 3).

Tabla 3 Ubicación geoespacial de sitios de muestreo en el Golfo de Urabá. Se presenta el código de cada sitio ubicado en las mismas coordenadas de algunas estaciones del proyecto REDCAM.

Sitio	Código de estación (REDCAM)	Latitud	Longitud	Temporada húmeda	Temporada seca
1	C05003043	7°55'56,8"N	76°49'59,2"W	X	
2	C05003038	7°58'01,3"N	76°49'53,4"W	X	
3	C05003029	8°01'57,5"N	76°47'59,2"W	X	
4	C05003025	8°05'59,6"N	76°48'01,1"W	X	
5	C05003023	8°08'00,1"N	76°47'55,2"W	X	X
6	C05002034	8°09'58,7"N	76°47'56,1"W	X	X
7	C05002025	8°13'57,0"N	76°50'00,4"W	X	X
8	C05002021	8°16'58,6"N	76°52'54,8"W	X	X
9	C05001032	8°20'00,8"N	76°55'58,8"W	X	X
10	C05001029	8°23'0,90"N	76°59'1,30"O	X	X
11	C27001013	8°25'55,6"N	77°02'01,2"W	X	X
12	C27001012	8°29'00,6"N	77°04'59,2"W	X	X
13	C27001007	8°32'00,9"N	77°11'01,3"W	X	X
14	C27001022	8°34'34,9"N	77°17'41,5"W	X	X
15	C27001003	8°38'01,4"N	77°20'13,8"W	X	X

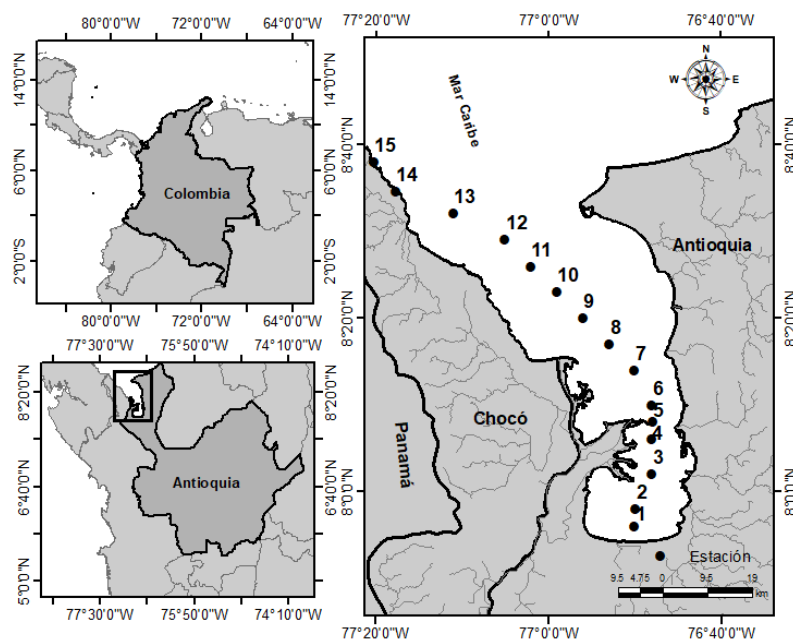


Figura 3 Mapa del área de estudio en el contexto (a) regional, (b) departamental y (c) local. Los puntos simbolizan los sitios de muestreo. Las líneas delgadas de color gris representan la red de drenaje del Golfo de Urabá, las líneas en negrilla las divisiones territoriales gubernamentales. Elaboración propia

4. Metodología

4.1 Diseño experimental

Se planteó un diseño de bloques completos al azar (DBCA) empleando como bloques las estaciones de muestreo clasificadas dentro de tres zonas definidas a partir de la salinidad superficial, debido a que en cada una se pueden presentar factores de variación que no son de interés en esta investigación, *e.g.* la reducción de comunidades fitoplanctónicas debido a herbívora por parte del zooplancton, entre otros. Los bloques fueron sometidos a los tratamientos que se obtuvieron a partir de la combinación de las variables independientes temporada climática y zona de muestreo, estableciéndose de esta manera cuatro tratamientos (Tabla 4). Cada tratamiento tuvo 14 tipos de variables respuesta, estas variables están descritas en la siguiente sección. Un resumen del diseño sugerido se puede observar en la Tabla 5. Cada tipo de variable presentó una variable para una medición realizada a nivel superficial y otra para una medición realizada bajo la haloclina (excepto la Transparencia y la riqueza) siendo factores la profundidad y la temporada climática.

Tabla 4 Tratamientos del diseño experimental. Se establecen los tratamientos teniendo en cuenta las variables independientes fecha de muestreo (temporada) y profundidad de toma de las muestras.

Tipo de muestra (sitio de medición)	Temporada húmeda (Muestreos mayo-octubre)	Temporada seca (Muestreo diciembre)
Superficial	Temporada húmeda, Superficial	Temporada seca, Superficial
Bajo la haloclina	Temporada húmeda, Bajo la haloclina	Temporada seca, Bajo la haloclina

Tabla 5 Diseño de bloques completos al azar, se observan las estaciones como el bloque, y la temporada climática y profundidad de muestreos como factores de estudio, para las 14 variables respuesta descritas en la sección 4.3

Tratamientos	Bloques
--------------	---------

	Zona 1	Zona 2	Zona 3
Temporada húmeda, superficial	N1, N2, N3, F1, F2, F3, F4, F5, F6, B1, B2, B3, B4, B5, Riq.		
Temporada húmeda, bajo la haloclina	N1, N2, N3, F1, F2, F3, F4, F5, F6, B1, B2, B3, B4, B5, Riq.		
Temporada seca, superficial	N1, N2, N3, F1, F2, F3, F4, F5, F6, B1, B2, B3, B4, B5, Riq.		
Temporada seca, bajo la haloclina	N1, N2, N3, F1, F2, F3, F4, F5, F6, B1, B2, B3, B4, B5, Riq.		

4.1.1 Variables respuesta

A continuación, se presentan los tipos de variables que se obtuvieron tras el análisis y colecta de muestras, clasificadas según su naturaleza en cuantitativas y cualitativas:

4.1.2 Cuantitativas

Nutrientes

- Concentración de NO_3^- : Continua, $\mu\text{g/L}$, N1,
- Concentración de SiO_2 : Continua, $\mu\text{g/L}$, N2
- Concentración de PO_4^{3-} : Continua, $\mu\text{g/L}$, N3

Biológicas

- Concentración de clorofila: Continua, $\mu\text{g/L}$, B1
- Abundancia de fitoplancton: Discreta, cel/ml, B2, se generó una variable abundancia para cuantificar dinoflagelados, otra para cianobacterias, otra para las diatomeas y para cuantificar cada uno de los organismos pertenecientes a los géneros de fitoplancton encontrados
- Concentración de ácido domoico: Continua, $\mu\text{g/L}$, B3

- Riqueza de fitoplancton: Discreta, Número de géneros, B4, se generó una variable de riqueza para cuantificar los géneros de dinoflagelados, otra para las cianobacterias, y otra para las diatomeas.

Fisicoquímicas

- Oxígeno disuelto: Continua, $\mu\text{mol/L}$, F1
- pH: Continua, adimensional, F2
- Profundidad: Continua, m, F3
- Salinidad: Continua, psu, F4
- Transparencia Secchi: Continua, m, F5
- Temperatura: Continua, $^{\circ}\text{C}$, F6

4.1.3 Cualitativas

Presencia de géneros productores de biotoxinas: presencia “si” o no presencia “no”, B5. Se generó una variable para determinar la presencia o no de *Dinophysis*, *Prorocentrum*, *Pseudo-nitzschia* y *Dolichospermum*.

Composición taxonómica. Lista de géneros presentes en el muestreo. Riq.

4.1.4 Nivel de Investigación

La investigación se clasificó como un experimento observacional, de tipo transaccional de evolución de grupo (Sampieri, 2014). En otras palabras, el objetivo del experimento fue realizar la descripción de la comunidad fitoplanctónica en el Golfo de Urabá con énfasis en los géneros productores de biotoxinas, describiendo niveles de nutrientes y variables fisicoquímicas en las que habitan. Aunque se tuvo previsto analizar dos momentos en dos temporadas climáticas diferentes, se realizaron dos durante la temporada húmeda y solo uno

en la temporada seca, con un total de tres. Debido a que no se hizo una medición periódica que permita realizar un análisis longitudinal, no se realizó manipulación consciente de las variables, ni se asignaron los sujetos de manera aleatoria. Los sujetos de interés fueron observados con el fin de medir los valores de las variables respuesta presentes en un área de estudio con factores no controlados.

4.2 Salidas de Campo

Se realizaron tres campañas de muestreo, dos durante la temporada húmeda (mayo 5 y octubre 20 de 2018) y una durante la temporada seca (marzo 25 de 2019). En cada temporada se tomaron muestras de 11 sitios para la determinación de parámetros biológicos y análisis de fitoplancton. Se determinaron parámetros fisicoquímicos en 15 sitios durante la temporada húmeda y en 11 durante la temporada seca debido a que las condiciones ambientales impidieron el acceso a los restantes.

4.3 Parámetros fisicoquímicos y zonificación del Golfo

Con el objetivo de obtener perfiles de salinidad densidad, y temperatura, se utilizó un equipo CTD (CastAway v 1.60) que se descendió hacia el fondo a una velocidad aproximada de 0,1 m/s, en cada sitio de muestreo. Estos perfiles fueron levantados en las campañas del 5 de mayo de 2018 en la temporada húmeda y del 25 de marzo de 2019 en la temporada seca. El equipo fue calibrado previamente por el fabricante. La profundidad del perfil se estandarizó a 50 cm por encima de la profundidad máxima, que fue determinada utilizando una sonda digital (HONDEX). Se obtuvieron perfiles en la totalidad de sitios y temporadas. Se graficaron los perfiles de temperatura y salinidad con el software *Ocean Data View 5.2.0 (ODV)*. Los perfiles de densidad fueron usados para obtener una aproximación de la estratificación vertical de la columna de agua mediante el cálculo de frecuencias Brunt-

Väisälä (S^2) en ambas temporadas climáticas usando el software Matlab R2018a (Cushman & Beckers, 2011; Jiménez y Campillo, 2019):

$$S^2 = -\frac{g}{\rho} \frac{\partial \rho}{\partial z}$$

Donde:

S^2 = Frecuencia de Brunt- Väisälä [s^{-2}]

g = Aceleración de la gravedad

ρ = Densidad del cuerpo de agua desplazado

$\partial \rho$ = Cambio de la densidad con respecto a la profundidad

Los valores de $S^2 > 0$ implican que la columna de agua es estable, *i.e.*, estratificada. Cuando $S^2 < 0$ la columna de agua es homogénea o está bien mezclada. Los valores máximos de S^2 corresponden a la haloclina (Cushman & Beckers, 2011; Jimenez y Campillo, 2019).

La salinidad, pH y oxígeno disuelto (OD) superficiales y a 1,5 m bajo la haloclina fueron determinados usando una sonda multiparamétrica (HANNA 98194) calibrada antes de cada campaña. La transparencia fue medida por la misma persona en la totalidad de los muestreos utilizando un disco Secchi. Con el objetivo de agrupar los sitios de muestreo según la salinidad superficial, se usó el método estadístico jerárquico de Ward para analizar cada temporada, con medida de asociación de variables según la distancia euclídea cuadrada con el software *IBM SPSS Statistics v. 25*. Se utilizó esta variable debido a que la salinidad condiciona la distribución de los organismos según su naturaleza eurihalina o estenohalina. La generación de grupos jerárquicos entre sitios fue limitada a tres. Las agrupaciones obtenidas fueron utilizadas para delimitar tres zonas dentro del Golfo: Zona Fluvial en la que se incluyeron los sitios del grupo jerárquico de menor salinidad, Zona Estuarina de valores intermedios, y Zona Oceánica de mayor salinidad.

4.4 Determinación de nutrientes, clorofila *a* y ácido domoico

Se colectaron tres muestras de agua superficial y a 1,5 m bajo la haloclina en cada sitio de muestreo utilizando una botella (Niskin, 12 L). La profundidad de la haloclina se determinó en campo a partir de los perfiles generados por el CTD. El agua colectada fue almacenada separadamente en recipientes de plástico o vidrio dependiendo del analito de interés. Para la determinación de NO_3^- , NH_4^+ , SiO_2 , y clorofila *a* se usó plástico ámbar (1 L). Para la determinación de PO_4^{3-} se usó vidrio ámbar (500 mL) y para la de ácido domoico (AD) 100 ml de agua sin tratamiento en plástico. Todas las muestras fueron refrigeradas a 4°C desde su colecta hasta el momento de análisis. Las muestras de AD fueron filtradas usando filtros de *ca.* 0,45 μm de fibra de vidrio (Avantec GC-50).

Los métodos usados para el análisis de nutrientes y clorofila siguieron la propuesta en *Standard methods for examination of water and freshwater* (Rice, Baird, Eaton & Clesceri, 2012). Se determinaron NO_3^- y NH_4^+ siguiendo el método de reducción en columna de cadmio SM 4500- NO_3^- (SM 4500NH3 F, L.D. 0,1 $\text{mgNO}_3^- \text{NL}^{-1}$ y 0,1 $\text{mgNH}_3 \text{NL}^{-1}$, Rice, Baird, Eaton & Clesceri, 2012). El PO_4^{3-} fue determinado por el método colorimétrico con ácido ascórbico (método SM-4500 P, L.D. 0,01 $\text{mgPO}_4^{3-} \text{PL}^{-1}$, Rice, Baird, Eaton & Clesceri, 2012) usando un espectrofotómetro Spectroquant® Prove 600 UV/VIS. El SiO_2 fue determinado por espectrometría de absorción atómica (iCE 3300 Thermo Scientific), usando el método SM-3111-D, (L.D. 5,0 mgSi/L ó 10,7 mgSiO_2/L , Rice, Baird, Eaton & Clesceri, 2012). El NH_4^+ fue determinado solo para la temporada seca debido a que la medición de este parámetro fue motivada por los resultados de NO_3^- obtenidos en la temporada húmeda. El SiO_2 se determinó solo en las estaciones 3, 11, 15 en ambas temporadas climáticas.

Las muestras de clorofila *a* fueron procesadas en un periodo máximo de 24 horas después de su colecta. Se usó el método colorimétrico con acetona al 90% (SM 10200 H, espectrofotómetro Spectroquant® Prove 600 UV/VIS, Rice, Baird, Eaton & Clesceri, 2012). Adicionalmente, se obtuvo de Pacheco y Flórez-Leiva (*com. pers.*, 2019) el promedio mensual de la concentración de clorofila *a* durante un año (enero 2018-diciembre 2018). Con el fin de observar patrones generales de variación de clorofila *a* durante 2018, los datos

contaban con una resolución temporal diaria en una malla horizontal de 4 km obtenida mediante fusión GSM de un sensor simple (L3-NRRS) provista por la base de datos GlobColour (<http://globcolour.inf>). El producto seleccionado fue CHL-GMS, debido a que el método GMS usa reflectancias normalizadas de las longitudes de onda del sensor original, eliminando el error en la medición generado por la presencia de sedimentos en la columna de agua, este producto combinó la información satelital de MODIS-aqua, Viirs, y OLCI-S3A.

Para la detección de AD, se utilizó un Kit ELISA (Biosense). Este kit presenta alta sensibilidad y capacidad de detectar la biotoxina incluso en muestras preservadas con formalina (Kleivdal *et al.*, 2007; Scholin *et al.*, 2000; Silver *et al.*, 2010; Trainer *et al.*, 2007). Las concentraciones mínima y máxima de detección y calibración se establecieron siguiendo las instrucciones del kit, con un rango de detección entre 0,16-10.000 pg mL⁻¹. El protocolo de detección de AD con prueba ELISA se encuentra estandarizado en el kit adquirido (Horwitz & Latimer, 2006). Se realizó la prueba por duplicado para cada muestra y una curva de calibración usando un juego de 8x12 micropozos previamente recubiertos con el conjugado AD-proteína provisto en el kit. La lectura de la ELISA se realizó en un espectrofotómetro de pozos (PowerWave XS2, Biotek) calibrado previo a su uso en el laboratorio del grupo de Biotecnología de la Universidad de Antioquia. El cálculo de las concentraciones a partir de las longitudes de ondas obtenidas se realizó utilizando una ecuación de cuatro parámetros que fue obtenida usando el software AssayFit Pro (AssayCloud, 2019).

4.5 Análisis de abundancia y riqueza del fitoplancton

Se obtuvieron tres muestras para la determinación de riqueza de fitoplancton a partir de arrastres así: dos muestras partir de arrastres horizontales con red de 25 µm horizontal y con red de *ca.* 60 µm, y un arrastre vertical desde 10 m de profundidad hasta la superficie con red de *ca.* 60 µm. en los sitios 1, 3, 4, 5, 6, 11, 14 y 15 durante la temporada húmeda y los sitios 3, 5,7,8,9,10,11,12,13,14,15 durante la temporada seca, de forma adicional se recibió una muestra de agua sin filtrar del sitio 1 durante esta temporada. Para identificar los géneros

de fitoplancton presentes en cada sitio (riqueza), los filtrados fueron almacenados en botellas ámbar, y preservados con Lugol (1%) a 4°C hasta su análisis. Estas muestras se dejaron precipitar y a partir del precipitado se obtuvieron tres alícuotas de 1 mL que fueron analizadas en cámara de conteo (Sedgwick-Rafter).

La abundancia del fitoplancton fue cuantificada a partir de tres muestras de 100 mL de agua sin filtrar a nivel superficial y otras tres de igual volumen tomadas a 1,5 m debajo de la haloclina usando una botella Niskin. Las muestras fueron fijadas con lugol al 1% y refrigeradas a 4°C hasta su análisis. Se obtuvieron de cada muestra tres alícuotas de 1 mL para la cuantificación de fitoplancton que fueron analizadas en una cámara de conteo (Sedgwick-Rafter).

El análisis microscópico se realizó en un microscopio invertido (Optika IM-3 con fluorescencia), empleando objetivos de 10x, 20x y 40x. Se contó como unidad cada grupo de 20 células en el caso de cianobacterias e individuo para las diatomeas y los dinoflagelados. La unidad utilizada fue cel./L donde cel corresponde a la unidad cuantificada descrita anteriormente para cada grupo. La observación e identificación de los géneros (o especies) se logró utilizando las guías propuestas por Tomas (1997) y Vidal (2010), con atención especial a los géneros con reconocida actividad tóxica. La taxonomía asignada a cada especie fue revisada en la base de datos digital AlgaeBase (Guiry & Guiry, 2019). Adicional a esto, se realizó la identificación de la especie de *Pseudo-nitzschia* presente en las muestras del Golfo de Urabá, mediante el uso de microscopía electrónica de barrido ejecutada por una, experta en la especie (Trainer, *com. pers.*). Las abundancias reportadas por sitio de muestreo corresponden al promedio de los valores obtenidos tras cuantificar las 3 muestras (9 alícuotas).

4.6 Análisis estadístico, índices de diversidad y estado trófico

Preliminarmente, se realizó un análisis descriptivo de datos con el fin de evaluar los principales estadísticos de tendencia central, dispersión y forma. Además, se verificó normalidad (Kolmogórov-Smirnov) e independencia (Gráfico de residuos). A las variables normales se les verificó homocedasticidad (Levene) e independencia (Gráfico de residuos)

para los factores temporada climática y zona antes de la aplicación de la prueba de análisis de varianza univariada (ANOVA). En los casos que no se cumplieron los supuestos de normalidad, se usó la prueba de Kruskal-Wallis con el fin de evaluar las diferencias espaciales y temporales estadísticamente significativas entre las variables fisicoquímicas, nutrientes y biológicas.

Para analizar si existía en la distribución de los géneros potencialmente productores de biotoxinas en cada zona, se registró la presencia de estos géneros en cada sitio como “si” en caso de estar presentes y “no” en caso de estar ausentes, posteriormente, esta información cualitativa se analizó usando una tabla de referencia cruzada usando las zonas y las temporadas como filtros. Adicionalmente se realizó una prueba Z de comparación de proporciones para comparar si los géneros productores de biotoxinas ocurrían en la misma proporción entre las zonas. Posteriormente, se realizó un análisis no paramétrico de correlación entre las variables dado que no todas se ajustaron a una distribución normal (ρ de Spearman). Se establecieron variables independientes para las mediciones realizadas bajo la haloclina, para introducir el efecto de este factor al aplicar las pruebas estadísticas. Las pruebas mencionadas anteriormente se realizaron en su mayoría en el software *IBM SPSS Statistics v. 25*, exceptuando los gráficos de residuos que fueron realizados con *Statgraphics Centurion v.17.2.07*.

De otro lado, se calcularon los índices de Shannon y Simpson (1-D) para comprender mejor la diversidad, el índice de Margalef para la Riqueza específica y el índice de equitatividad J para analizar qué tan equitativa fue la distribución de las abundancias utilizando el software *PAleontological STatistics v 3,25*. El cálculo de los índices usó el género como taxón y n la cantidad de individuos presentes por género (Abundancia). Esta determinación se hizo teniendo en cuenta los resultados de abundancia de todo el fitoplancton presente en el Golfo sin discriminar la zona, y no consideró a las especies que pese a estar presentes en los filtrados, presentaron abundancias absolutas < 100 cel./L debido a las limitaciones del método de conteo.

El estado trófico se determinó a partir del cálculo del índice TRIX en superficie, siguiendo la propuesta de Vollenweider, *et al.* (1998) descrita en Moreno *et al.* (2010), con

adaptaciones de conformidad con la información recolectada en este estudio. Es decir, el nitrógeno inorgánico disuelto consideró solo el nitrato durante la temporada húmeda y el nitrato y el amonio durante la temporada seca. El porcentaje de saturación fue calculado a partir del OD, la temperatura, conductividad y presión en superficie, que corresponden a los datos obtenidos por el CTD (<https://water.usgs.gov/water-resources/software/DOTABLES/>, 16/06/2019), teniendo en cuenta el método de Benson y Krause (1979, 1984):

$$TRIX = \frac{[Log_{10}((Chl a) \times |\%OD| \times NID \times PRS) + K]}{m}$$

Donde:

Chl *a* = Concentración de clorofila *a* en µg/L

|\%OD| = Valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de OD, |100-\%OD|

NID = Nitrógeno inorgánico disuelto N como: [N-NO₃+ N-NO₂+ N-NH₄], en µg N /L

PRS = Fósforo reactivo soluble en µg P-PO₄³⁻/L.

Las constantes $k = 1.5$ y $m = 12/10 = 1.2$ son introducidas para ajustar el valor del índice y establecer la escala (Franco, Manzano & Cuevas., 2010, Vollenweider *et al.*, 1998). De esta manera, el índice tiene valores que van hasta 10 y cubre 4 niveles del estado trófico: oligotrófico (0- 4), mesotrófico (4-5), eutrófico (5-6) e hipertrófico (6- 10)

4.7 Formato de los datos

Las variables fisicoquímicas se presentaron agrupadas por zona y temporada en diagramas de barras acompañados del respectivo error estándar usando el software *OriginPro 8.5.0 RS1*. El valor zonal de cada variable se obtuvo como el promedio entre los sitios pertenecientes a cada Zona. Los resultados más relevantes de cada variable fueron presentados en el texto acompañados de la desviación estándar (dato ± desviación estándar). El análisis gráfico de variables asociadas a grupos fitoplanctónicos y AD se realizó mediante mapas generados en *ArcGIS desktop v.10.5.0.64916491*. El número de datos *n* con los que contó la base de datos para la ejecución de la prueba es mostrado en

cada caso. En el caso de las pruebas ANOVA los grados de libertad pueden diferir en un valor >1 del valor n reportado que corresponde al número de datos tabulados para la variable de interés, debido a la eliminación de casos incompletos por pareja en el caso de la prueba de KW se reportó el n válido para la prueba. Debido a dificultades en el análisis de las muestras de SiO_2 , este solo se realizó en una muestra por zona, por lo que a esta variable no se le calculó desviación estándar, error estándar ni se incluyó en las correlaciones.

5. Resultados

5.1 Zonificación del Golfo de Urabá, características fisicoquímicas y clorofila *a*

A continuación, se presentan los resultados obtenidos de las características fisicoquímicas en el Golfo de Urabá. En general, los parámetros fisicoquímicos de la primera y segunda campañas de muestreo en el Golfo de Urabá no presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$; KW; ajustada corrección de Bonferroni). Aunque se presentan los valores promedio por campaña durante la Temporada Húmeda, los análisis estadísticos se realizaron teniendo en cuenta la totalidad de las mediciones.

5.1.1 Zonificación

Desde la perspectiva de la salinidad superficial, el Golfo de Urabá pudo dividirse en tres zonas que cambiaron su área en función del hidropereodo y los resultados obtenidos mediante la clasificación jerárquica de Ward. Durante la temporada húmeda, la Zona Fluvial incluyó los sitios 1 a 10 con salinidad superficial de $4,45 \pm 3,00$ psu; la Zona Estuarina los sitios 11 a 13 con salinidad superficial de $11,19 \pm 1,26$ psu, y la Zona Oceánica los sitios 14 y 15 con salinidad superficial de $31,05 \pm 0,89$ psu (Figura 4a). Durante la temporada seca, el área de la Zona Fluvial disminuyó y estuvo conformada por los sitios 1 a 7 con salinidad superficial de $6,51 \pm 1,49$ psu; la Zona Estuarina se por los sitios 8 a 12 con salinidad superficial de $17,83 \pm 4,04$ psu, y la Zona oceánica por los sitios 13 a 15 con salinidad superficial de $31,50 \pm 0,89$ psu (Figura 4b). Se observó que la extensión de las zonas Estuarina y Oceánica aumentó durante la temporada seca a expensas de la disminución de la correspondiente a la Zona Fluvial.

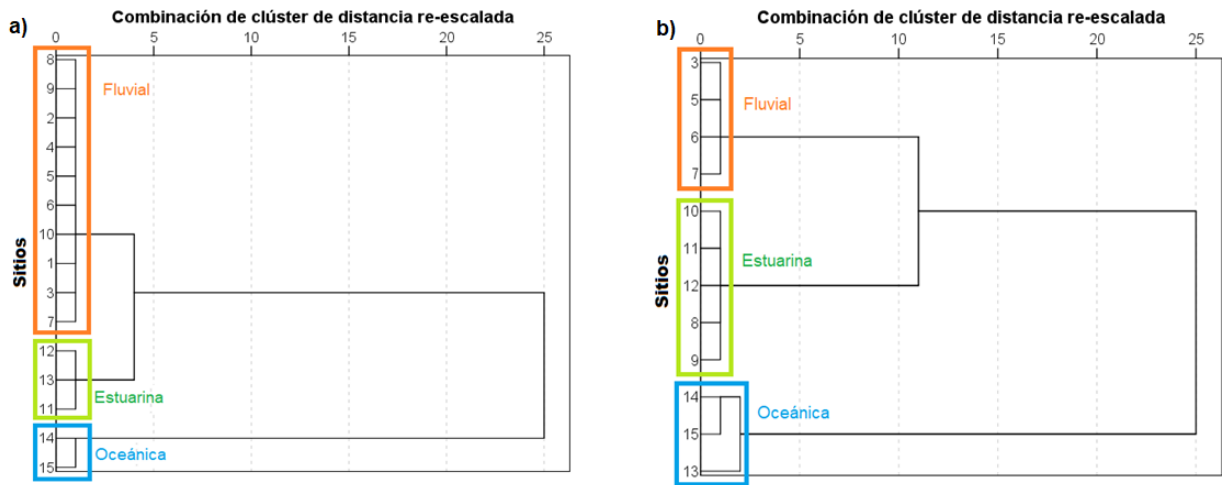


Figura 4 Dendrogramas de clasificación de estaciones según su salinidad superficial usando el método de Ward durante las temporadas de (a) alta precipitación y (b) baja precipitación. Los recuadros indican los sitios en las Zonas **Fluvial** (—), **Estuarina** (—) y **Oceánica** (—). Elaboración propia.

5.1.2 Salinidad y estratificación

La salinidad varió entre 0,15 y 36,25 psu, con una haloclina bien definida en las Zonas Fluvial y Estuarina durante todos los muestreos. La salinidad bajo la haloclina varió en un rango estrecho y presentó diferencias estadísticamente significativas con la correspondiente sobre la haloclina ($p < 0,05$; Figura 5). La mayor salinidad se registró en el sitio 15, en la boca del estuario, independientemente de la temporada climática (Figura 6). La menor salinidad se registró en el sitio 3 durante la temporada húmeda y en el 6 durante la seca (Figura 6). La salinidad presentó diferencias espaciales significativas entre Zonas a nivel superficial ($p = 0,01$, $n = 42$, KW), pero no bajo la haloclina ($p = 0,435$, $n = 42$, KW). La salinidad sobre la haloclina fue similar al discriminar las estaciones pertenecientes a las zonas Fluvial ($p = 0,877$, $n = 22$, KW), Estuarina ($p = 0,903$, $n = 13$ KW) y Oceánica ($p = 0,165$, $n = 7$, KW) (Figura 6). Todos los perfiles de salinidad obtenidos en el Golfo de Urabá sugirieron una estratificación de la columna de agua, con valores de salinidad mínimos en la superficie y máximos hacia el fondo (Figura 7). La salinidad superficial aumentó en dirección al mar abierto.

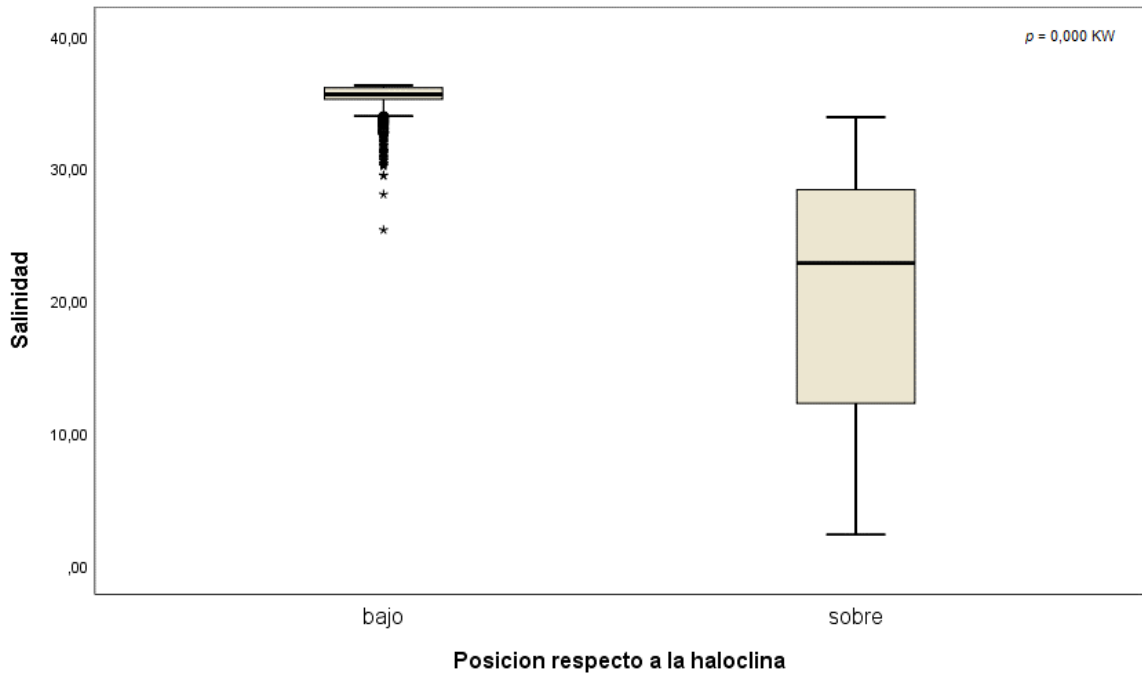


Figura 5 Diagrama de cajas y bigotes de los valores de salinidad con respecto a su posición en la haloclina, se observan diferencias significativas entre la salinidad sobre y bajo la haloclina, la gráfica presenta todos los datos de salinidad medidos con CTD clasificados como valores superficiales (sobre) y bajo la haloclina (bajo) sin tener en cuenta la temporada de medición. Los outliers (*) corresponden a mediciones bajo la haloclina de la zona fluvial durante la temporada seca. Elaboración propia.

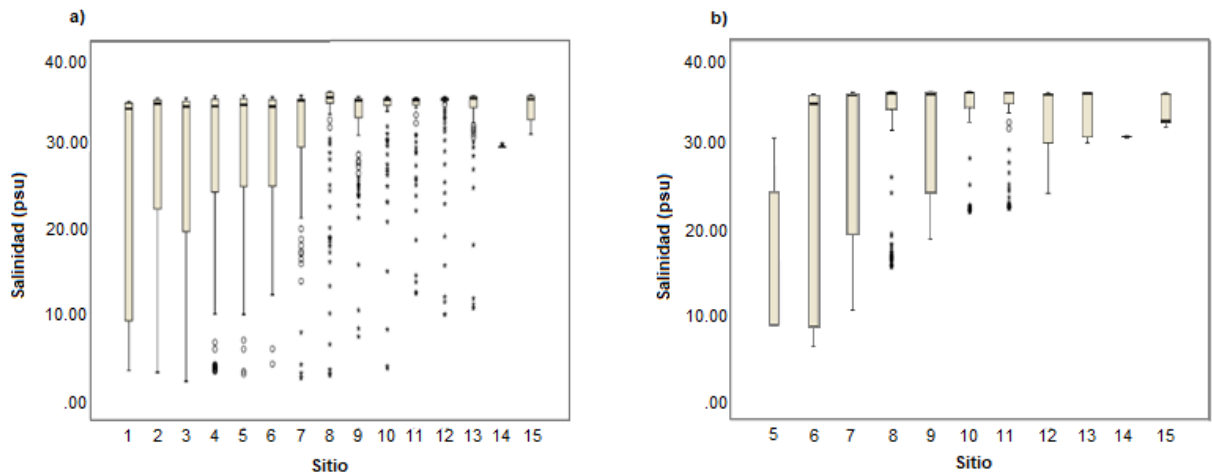


Figura 6 Diagrama de cajas y bigotes de salinidad en cada sitio utilizando datos no promediados de salinidad obtenidos por el CTD por estación durante, a) Temporada húmeda, b) Temporada seca. Elaboración propia.

La profundidad de la haloclina fue mayor durante la temporada seca, ubicándose a $6,95 \pm 1,55$ m en la Zona Fluvial y $7,54 \pm 0,68$ m en la Zona Estuarina. Durante la temporada húmeda, la haloclina se ubicó a $5,62 \pm 1,33$ m en la Zona Fluvial y $2,44 \pm 0,97$ m en la Zona Estuarina. La diferencia de salinidad entre la superficie y el fondo en la Zona Oceánica fue 5 psu, presentándose una haloclina a < 1 m de profundidad. La influencia de la pluma fluvial se extendió más hacia el Norte del Golfo durante la temporada húmeda (Figura 7a), pero alcanzó una mayor profundidad durante la temporada seca (Figura 7b). En esta temporada se observó la presencia de una masa de agua de menor salinidad subyaciendo aguas más saladas entre las zonas Estuarina y Oceánica.

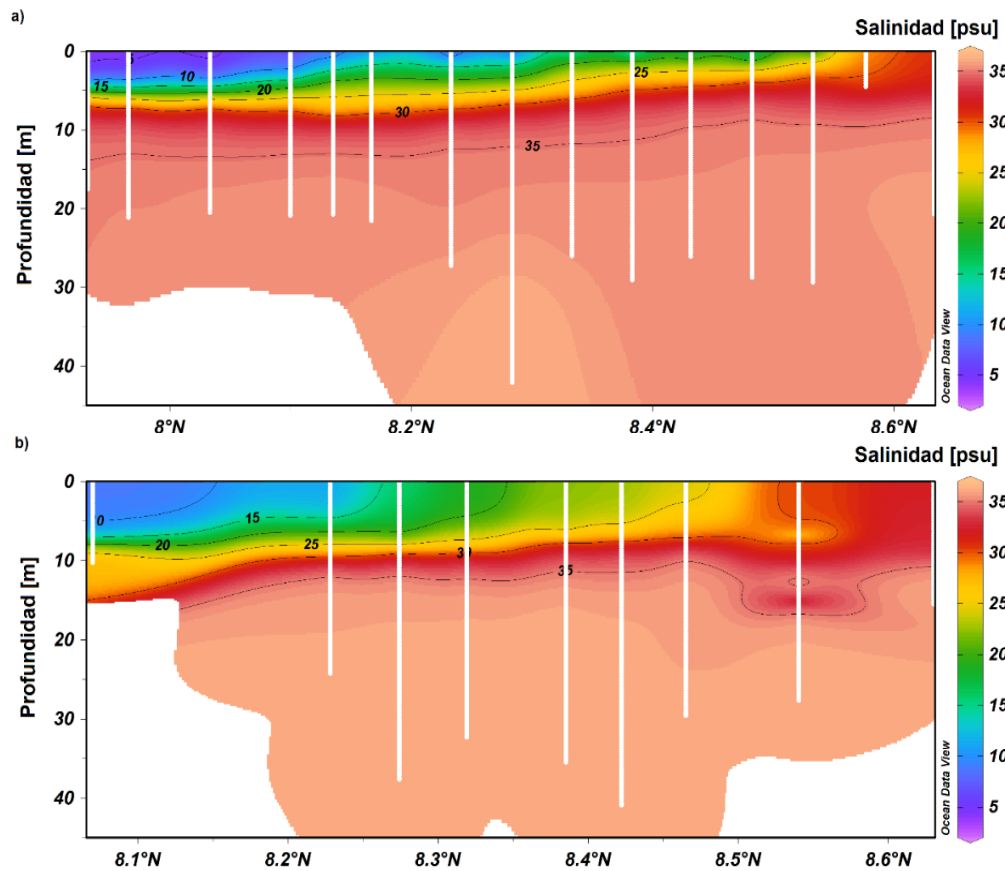


Figura 7 Salinidad en transecto de axial del Golfo de Urabá, durante las temporadas a) húmeda y b) seca. La boca del Golfo se encuentra al Norte (8.6°N), mientras que el Área con mayor influencia fluvial en el Golfo se encuentra al sur ($<8.3^{\circ}\text{N}$). La Zona Fluvial corresponde mayoritariamente a los sitios con salinidad superficial <15 psu de (azul), la Zona Estuarina a los sitios con salinidad <24 psu (verde), y la Zona Oceánica a valores de salinidad superficial >29 psu (rojo). Elaboración propia.

El Golfo de Urabá presentó estratificación vertical, *i.e.*, todas las frecuencias de Brunt-Väisälä presentaron valores positivos (Figura 8). Dichas frecuencias fueron calculadas a partir de los perfiles de densidad obtenidos con el CTD. La densidad de la columna de agua varió espacialmente entre 998,04 kg/m³ en superficie de la Zona Fluvial en la temporada húmeda y 1023,84 kg/m³ en la Zona Oceánica. Temporalmente, la densidad varió entre 1001,64 kg/m³ en superficie de la Zona Fluvial en temporada seca y 1023,65 kg/m³ en la Zona Oceánica.

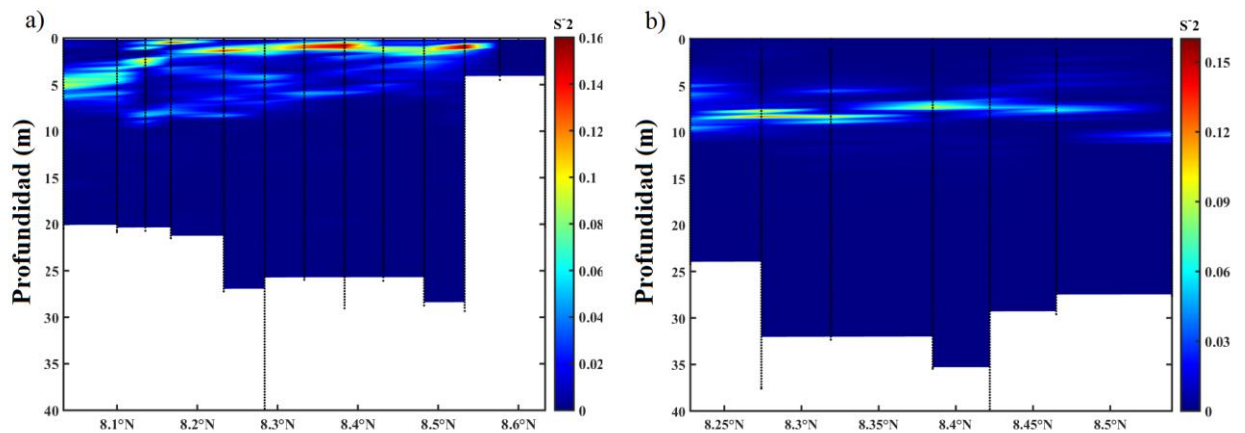


Figura 8 Frecuencias de Brunt-Väisälä durante las temporadas a) húmeda y b) seca, los valores de $S^2 > 0$ indican estratificación de la columna de agua, los valores máximos la ubicación de la haloclina. Datos propios, realizada por Moreno (*comm. pers.*).

5.1.3 Temperatura

La temperatura presentó diferencias temporales significativas ($p < 0,001$; $n = 42$ KW) con rango 27,4 – 29,3°C durante la temporada húmeda y 27,71 – 28,07 °C durante la seca (Figura 9). Las mayores temperaturas se midieron en superficie durante la temporada húmeda. No se presentaron diferencias significativas entre temperaturas de las tres zonas ($p = 0,829$; $n = 42$; KW). Sin embargo, durante la temporada seca en las Zonas Oceánica y Estuarina se detectaron dos masas de agua con temperaturas hasta 2°C menores en relación con la temperatura media superficial de 27,69 °C y 27,75 °C, respectivamente (Figura 9b).

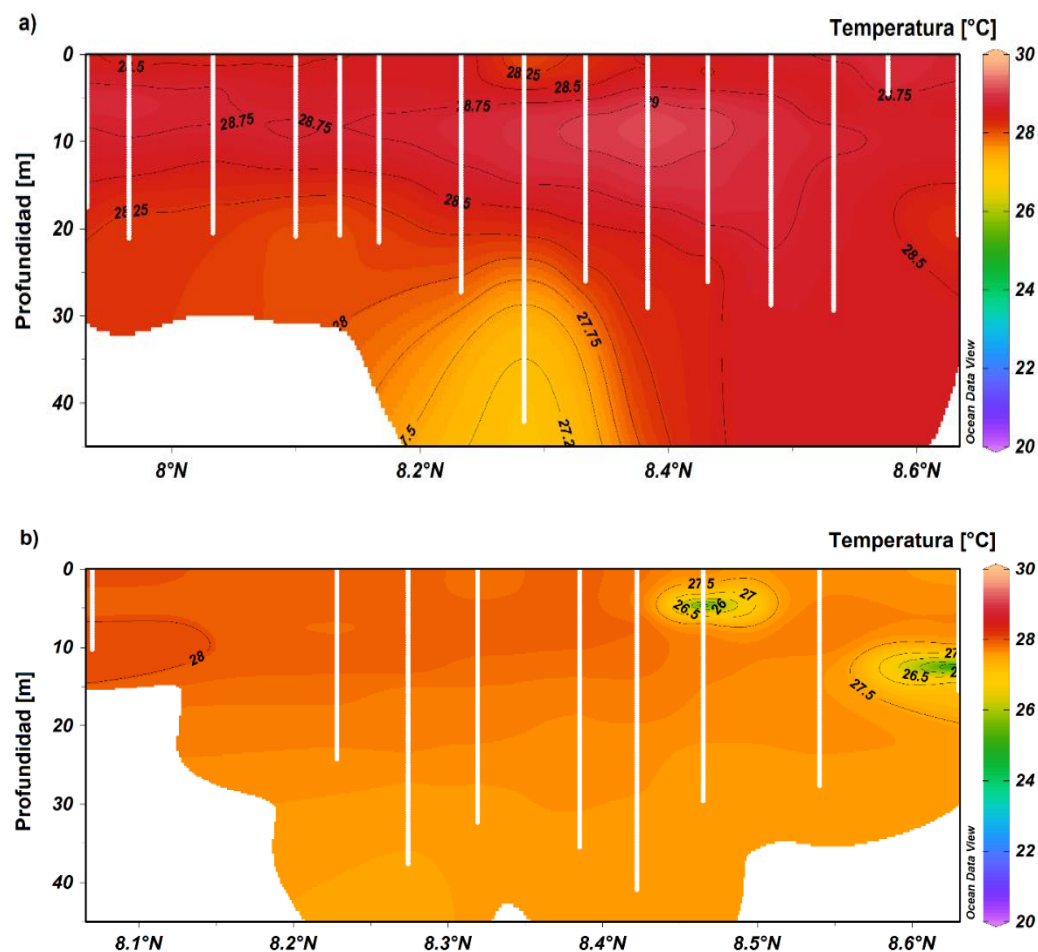


Figura 9 Perfiles de temperatura en el Golfo de Urabá durante la temporada a) húmeda y b) Seca. La boca del Golfo se encuentra al Norte (8,6°N), mientras que el Área con mayor influencia fluvial en el Golfo se encuentra al sur (<8,3°N). Elaboración propia

5.1.4 Transparencia

La transparencia Secchi osciló entre $1,1 \pm 0,3$ y $7,4 \pm 2,0$ m durante la temporada húmeda y entre $1,8 \pm 0,4$ y $8,6 \pm 1,6$ m durante la temporada seca (promedio \pm 1 desviación estándar, Figura 10). Los valores de transparencia presentaron diferencias espaciales significativas entre las zonas establecidas ($p < 0,001$; $n = 27$; AN). La mayor transparencia se presentó

siempre en la Zona Oceánica. La temporada seca presentó transparencias mayores, diferenciándose significativamente de la temporada húmeda ($p < 0,001$, $n=27$, AN)

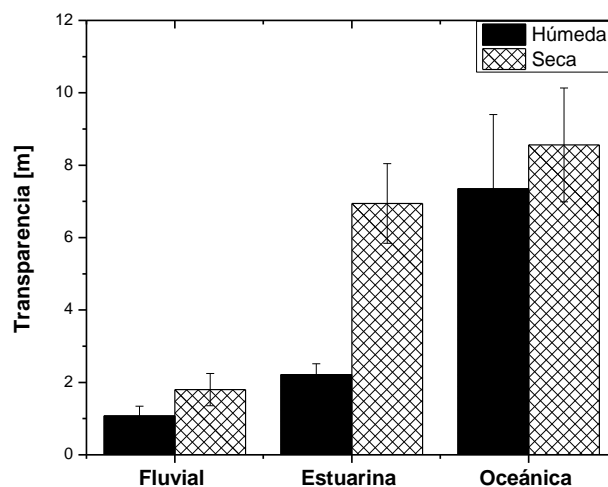


Figura 10 Transparencia promedio (± 1 error estándar) de las zonas durante las temporadas húmeda y seca. Elaboración propia.

5.1.5 pH

El pH varió entre $7,83 \pm 0,32$, bajo la haloclina en la Zona Fluvial durante la temporada seca y $8,19 \pm 0,05$ ¹ en la superficie de la Zona Estuarina durante la temporada húmeda. El pH superficial no presentó diferencias significativas entre las zonas ($p=0,130$; $n=17$; AN) ni entre temporadas ($p=0,170$; $n=17$; AN). Los valores de pH medidos bajo la haloclina tampoco presentaron diferencias significativas entre zonas ($p=0,088$; $n=17$; KW), pero si entre temporadas ($p=0,019$; $n=17$; KW). En general, la columna de agua mantuvo condiciones más alcalinas durante la temporada húmeda que en la seca, con diferencias <

¹ Desviación estándar corresponde a las réplicas de las mediciones en el sitio 11 durante la primera y segunda campaña de muestreo debido a falla del equipo en los otros sitios de la zona.

0,10 en el pH superficial y $< 0,24$ en el pH bajo la haloclina en las zonas Fluvial, Estuarina y Oceánica (Figura 11).

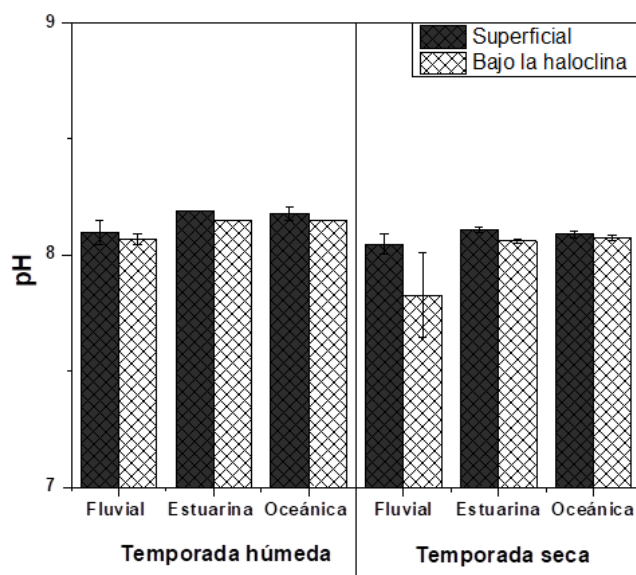


Figura 11 Valores medios de pH (\pm error estándar) entre zonas de muestreo durante las temporadas húmeda y temporada seca. Elaboración propia.

5.1.6 Oxígeno Disuelto

La concentración de OD fue siempre mayor en la superficie que en otras profundidades (Figura 12). El OD presentó diferencias temporales significativas ($p < 0,001$; $n=26$; KW) pero no entre zonas ($p=0,133$ sobre la haloclina y $p=0,510$ bajo la haloclina; $n=26$; KW) sin importar la profundidad relativa a la haloclina. Los mayores niveles de OD se presentaron en superficie durante la temporada húmeda en la Zona Oceánica ($8,40 \pm 0,47$ mg/L). La menor concentración de OD se encontró en la Zona Fluvial durante la temporada seca, alcanzando $4,70 \pm 0,68$ mg/L.

5.1.7 Nitrato y amonio

El rango de la concentración de nitrato fue 0,04 – 0,44 mg/L, solo fue detectable en las zonas Fluvial y Oceánica con diferencias significativas entre zonas ($p < 0,001$; $n = 27$; KW) y temporadas ($p < 0,001$; $n = 27$; KW; Figura 13a). Las concentraciones de nitrato $< 0,5$ mg/L durante la temporada húmeda motivaron la medición de amonio durante la temporada seca (Figura 13 b). La concentración de amonio fue significativamente mayor a la de nitrato en todas las zonas durante la temporada seca ($p < 0,001$; $n = 12$; KW). La concentración de amonio osciló entre $7,36 \pm 1,76$ y $48,81 \pm 3,86$ mg/L, con diferencias significativas entre las zonas a nivel superficial ($p = 0,01$; $n = 3$; KW) pero no entre las mediciones realizadas en el punto bajo la haloclina ($p = 0,09$; $n = 3$; KW). Las mayores concentraciones fueron encontradas en superficie de la Zona Oceánica y las menores en superficie de la Zona Fluvial (Figura 13b).

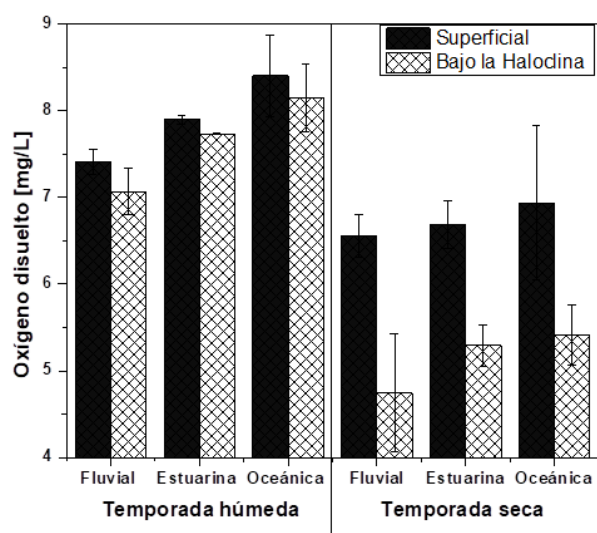


Figura 12 Oxígeno disuelto promedio durante las temporadas de seca y húmeda medido superficialmente y en un punto bajo la haloclina. Elaboración propia.

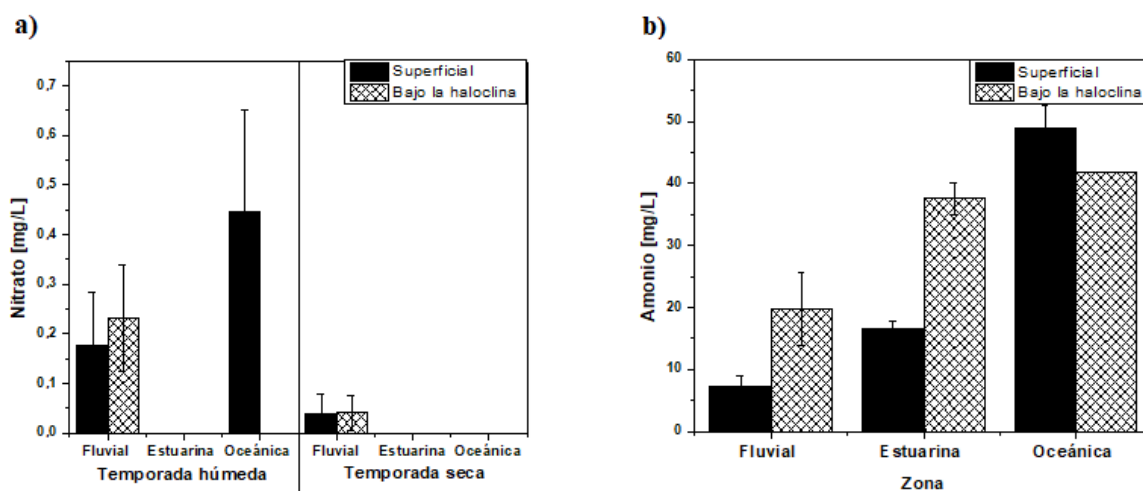


Figura 13 Concentraciones medias de a) nitrato durante la temporada húmeda y seca, y b) amonio durante la temporada seca. Elaboración propia.

5.1.8 Fosfato

La concentración de fosfato en superficie y bajo la haloclina presentó diferencias temporales significativas ($p < 0,001$; $n = 22$ sobre la haloclina; y $p < 0,001$; $n = 22$ bajo la haloclina, KW). La concentración mínima ($0,05 \text{ mg/L}$) se encontró en la Zona Oceánica bajo la haloclina durante la temporada seca y la máxima en superficie de la Zona Fluvial alcanzando $3,05 \pm 0,13 \text{ mg/L}$ (Figura 14). No se presentaron diferencias significativas entre zonas ni a nivel superficial ($p = 0,38$; $n = 22$; KW), o bajo la haloclina ($p = 0,44$; $n = 22$; KW). La concentración de fosfato bajo la haloclina en la Zona Oceánica en la temporada húmeda no se determinó.

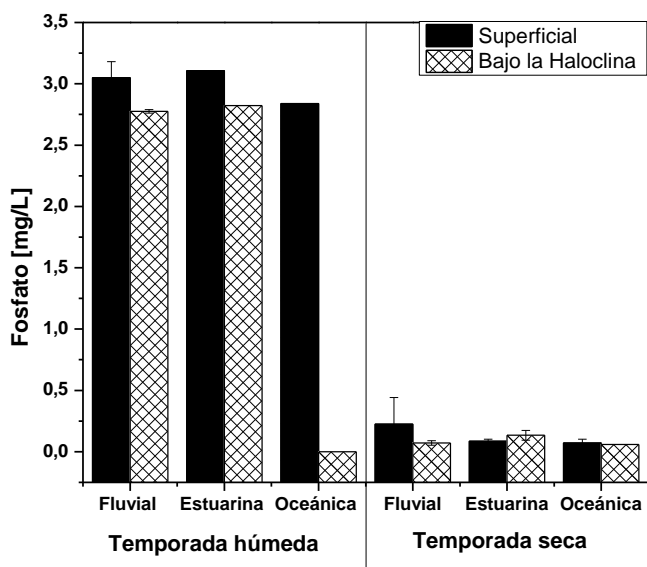


Figura 14 Concentración media de fosfato en las zonas durante las temporadas seca y húmeda. Elaboración propia.

5.1.9 Óxido de Silicio (IV)

La mayor concentración de Óxido de Silicio (IV) fue de 43,0 mg/L en la Zona Fluvial durante la temporada húmeda (Figura 15). La menor concentración se encontró durante la temporada húmeda en superficie de la zona Estuarina y durante la de baja precipitación en las mediciones bajo la haloclina. En la Zona Oceánica, la concentración superficial se mantuvo por debajo del límite de detección del método (<10,7 mg/L). La concentración de óxido de silicio (IV) no se determinó en la Zona Oceánica bajo la haloclina durante la temporada húmeda. Los valores de óxido de silicio (IV) fueron significativamente mayores en la temporada húmeda que en la temporada seca ($p=0,010$; $n=11$; KW).

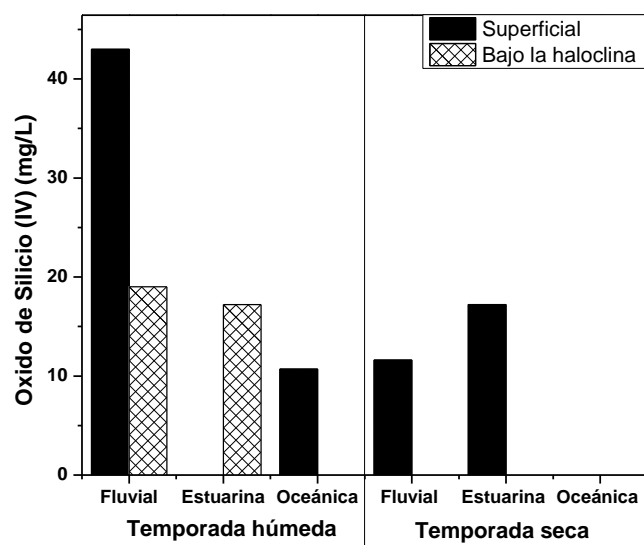


Figura 15 Concentración media de óxido de silicio (IV) en cada zona durante la temporada de seca y húmeda. Elaboración propia.

5.1.10 Clorofila *a*

La concentración de clorofila *a* medida a partir de muestras de agua tomadas en cada sitio presentó diferencias temporales significativas ($p < 0,001$; $n = 53$, KW; Figura 16). Adicionalmente, presentó diferencias espaciales significativas al ser comparados los niveles superficiales con aquellos bajo la haloclina ($p = 0,03$ sobre y $p = 0,02$ bajo la haloclina; $n = 53$; KW). La mayor concentración de clorofila *a* ($3;14 \pm 1,44 \mu\text{g/L}$) se presentó en la Zona Fluvial tanto durante la temporada húmeda como durante la temporada seca ($1,80 \pm 0,40 \mu\text{g/L}$). La menor concentración de clorofila *a* se encontró en la Zona Estuarina durante la temporada baja precipitación bajo la haloclina ($0,016 \mu\text{g/L}$). Además, durante el primer muestreo (mayo 5 de 2018), la concentración de clorofila *a* medida en la Zona Fluvial fue $> 2 \mu\text{g/L}$ con un máximo de $4,1 \mu\text{g/L}$ en el sitio 3 sobre la haloclina. En este sitio se presentó una floración.

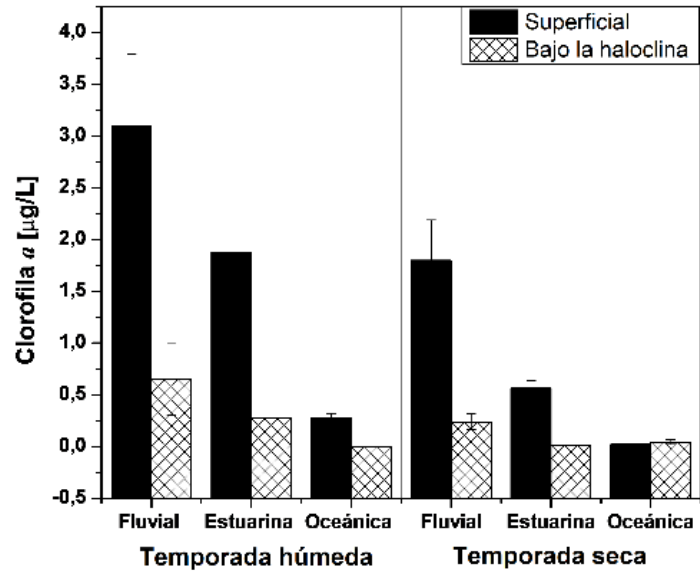


Figura 16 Concentración de clorofila *a* por zonas durante la temporada de seca y húmeda. Elaboración propia.

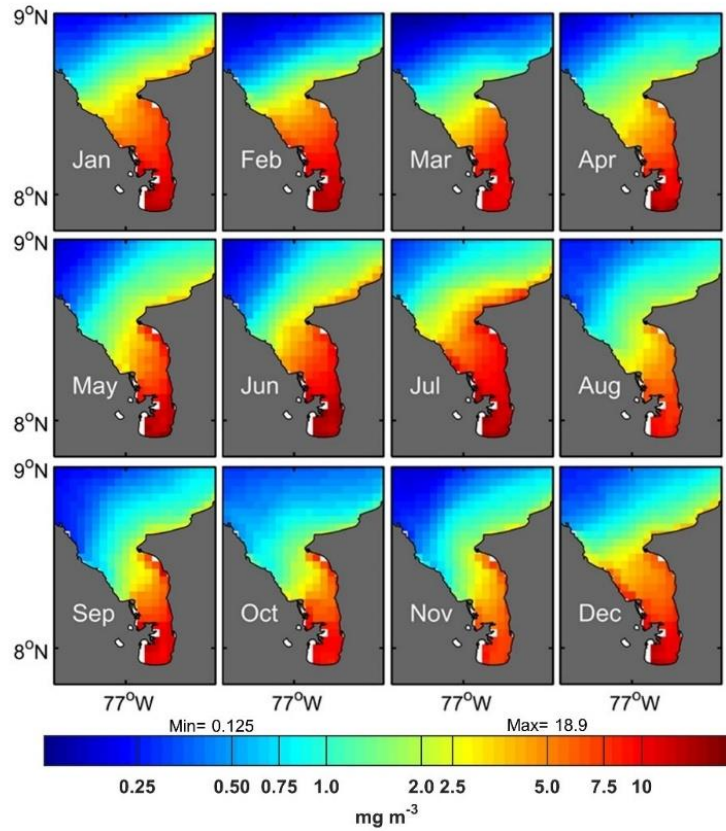


Figura 17 Variabilidad temporal de clorofila *a* en el Golfo de Urabá durante 2018. Las imágenes se realizaron con los datos del producto CHL1-GSM de GlobColour que corresponden a una interpolación de los datos satelitales MODIS-aqua, Viirs y OLCI-S3A. Realizado por Pacheco (*comm. pers*)

Las imágenes satelitales mostraron valores máximos de clorofila *a* al interior del Golfo, coincidiendo con la ubicación de las zonas Fluvial y Estuarina durante todo el año. Dichos máximos se presentaron en diciembre y enero durante la temporada seca, y junio y julio durante la temporada húmeda. Los valores mínimos de clorofila *a* ocurrieron en noviembre, que correspondió a un mes de transición (Figura 1).

5.2 Comunidad fitoplanctónica

A continuación, se presentan los principales resultados asociados a la composición y distribución de la comunidad fitoplanctónica en función de los grupos diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias del Golfo de Urabá. Además, se presenta la información colectada asociada a los géneros potencialmente productores de biotoxinas.

5.2.1 Abundancia y composición de la comunidad fitoplanctónica

En general, las diatomeas presentaron la mayor abundancia dentro de la comunidad fitoplanctónica del Golfo de Urabá (Figuras 18 y 19, Tabla 6), exceptuando la primera campaña. En ella se presentó una floración de *Dolichospermum* (Figuras 20, 21, 22). Las muestras superficiales de diatomeas presentaron una abundancia mayor durante la temporada seca ($p < 0,001$; $n = 52$; AN), con valores promedio de 11.166 ± 14.221 cel./L en la zona Fluvial, 3.422 ± 3263.4 cel./L en la Estuarina y 3.813 ± 2864.7 cel./L en la Oceánica. La abundancia promedio entre campañas de la temporada húmeda cambió de 500 ± 193 a 4.360 ± 228 cel./L en la Zona Fluvial, de 1333 ± 61 a $667 \pm 23^*$ en la Zona Estuarina y de 272 ± 227 a 3.889 ± 105 cel./L en la Zona Oceánica. La abundancia de diatomeas no presentó diferencias espaciales significativas en superficie ($p = 0,776$; $n = 52$; AN; diferencia abundancia entre sitios). Sin embargo, se presentó un mayor número de diatomeas en la Zona Fluvial durante la temporada seca en comparación con las Zona Oceánica en muestras superficiales (Figuras 18; 20; $p = 0,007$ Zona Oceánica vs. Fluvial temporada seca; KW). La

abundancia de diatomeas bajo la haloclina no presentó diferencias espaciales ($p=0,737$; AN) pero si temporales ($p<0,001$; AN), con máximo de 1.111 cel./L en la Zona Estuarina y mínimo de <100 cel./L (Limite método de conteo) en la Zona Oceánica, ambas durante la segunda campaña de la temporada húmeda (Figura 19).

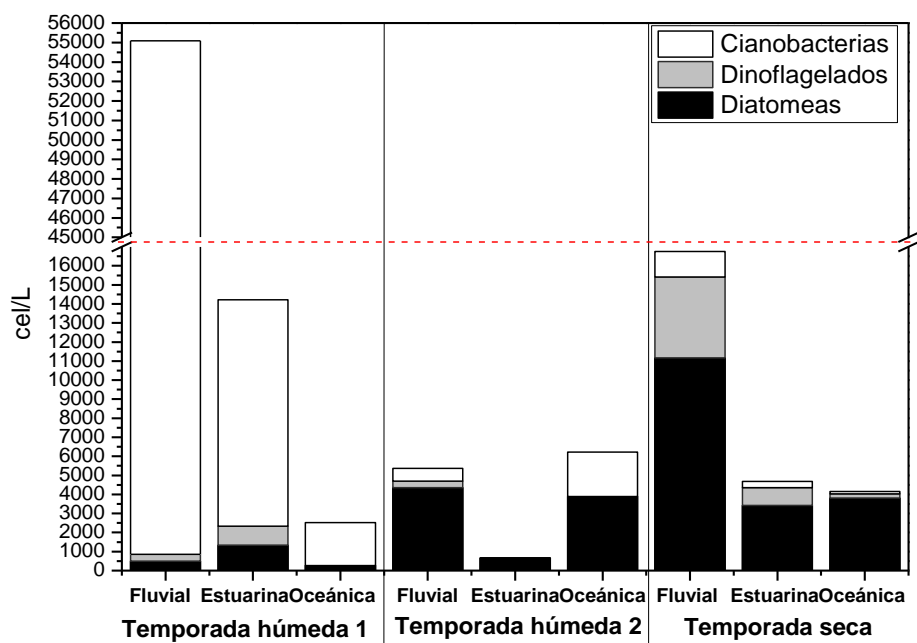


Figura 18 Abundancia promedio de cianobacterias, diatomeas y dinoflagelados en muestras superficiales por zona durante la primera (1) y segunda campaña de la temporada húmeda (2) y la temporada seca.

Elaboración propia.

Tabla 6 Abundancia relativa superficial por grupo y temporada. En la última columna se presenta la abundancia total calculada como la sumatoria de la abundancia promedio de diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias de cada Zona.

Temporada	Zona	Abundancia relativa (%)			Abundancia total
		Diatomea s	Dinoflagelado s	Cianobacteria s	
Húmeda primera campaña	Fluvial	1,1	0,8	98,2	46769
	Estuarina	9,4	7,0	83,6	14221
	Oceánica	10,8	0,0	89,2	2522
Húmeda segunda campaña	Fluvial	81,3	6,2	12,4	5360
	Estuarina	100,0	0,0	0,0	667

	Oceánica	62,5	0,0	37,5	6223
Seca	Fluvial	66,7	25,4	8,0	16749
	Estuarina	73,0	19,9	7,1	4689
	Oceánica	92,0	5,4	2,7	4146

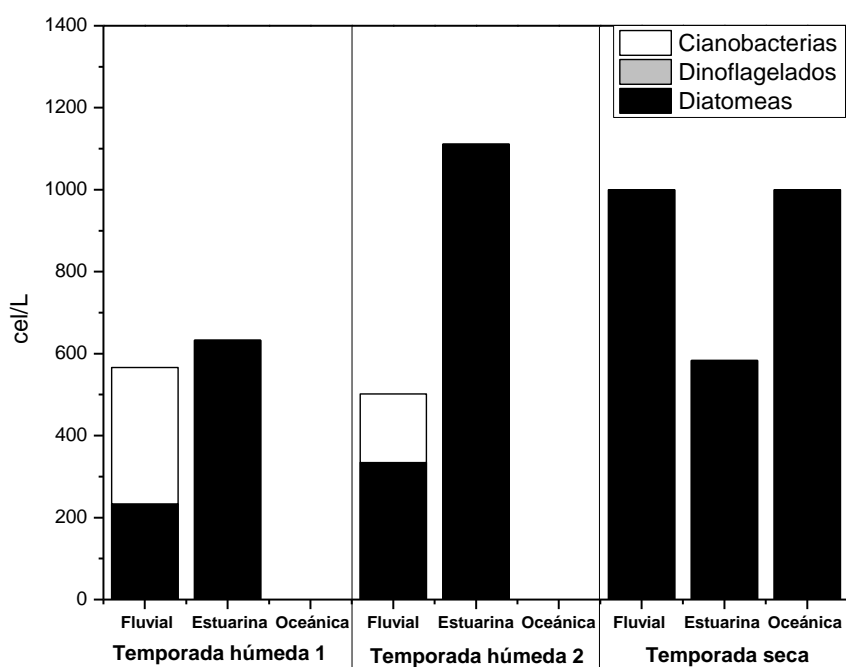


Figura 19 Abundancia promedio de cianobacterias, diatomeas y dinoflagelados en muestras medidas bajo la haloclina por Zona durante la primera (1) y segunda (2) campaña de la temporada húmeda y en la temporada seca. Elaboración propia.

De otro lado, la abundancia superficial de dinoflagelados no presentó diferencias espaciales ni temporales significativas ($p > 0,05$; AN; Tablas 7 y 8). Los dinoflagelados fueron el segundo grupo de mayor abundancia, presentando un valor máximo en la Zona Fluvial durante el muestreo realizado en la temporada seca (4.250 ± 745 cel./L, Figuras 18, 21), pero estuvieron ausentes en las muestras tomadas bajo la haloclina (Figura 19). Por su parte, las cianobacterias fueron el grupo menos abundante durante la segunda campaña de muestreo en la temporada húmeda y la temporada seca (Figuras 18, 19), excepto durante floraciones como la que se evidenció del género *Dolichospermum* durante la primera

campana de muestreo (Figura 19, 22). *Dolichospermum* alcanzó abundancias superficiales de hasta 102.444 ± 1.025 cel./L en el sitio 5 de la Zona Fluvial durante la temporada húmeda. La abundancia promedio de *Dolichospermum* fue 54.222 ± 6.653 cel./L en la Zona Fluvial, 11.888 ± 1.048 cel./L en la Estuarina y 4.500 ± 235 cel./L en la Oceánica durante la floración. *Dolichospermum* representó eventualmente $>97\%$ de los organismos fitoplanctónicos encontrados en las muestras de riqueza, evidenciándose una reducción en la presencia de otros grupos (Figura 19, 22). Las únicas diferencias significativas entre grupos bajo la haloclina se presentaron al comparar la abundancia de cianobacterias durante la floración con la correspondiente a otras campañas de muestreo ($p < 0,05$; KW).

En cuanto a la composición de la comunidad fitoplanctónica, los principales grupos dominantes en diatomeas fueron *Coscinodiscus*, *Chaetoceros*, y *Nitzschia*; en cianobacterias *Dolichospermum* y *Oscillatoria*, y en dinoflagelados *Tripes* y *Dinophysis*. Se hallaron 39 órdenes asociados a especies fitoplanctónicas durante los tres muestreos (Anexo II, Figuras 23, 24). Las diatomeas fueron el grupo con mayor riqueza, expresada como número de géneros presentes, con valores de 19 ± 2 géneros en la Zona Fluvial, 25 ± 1 géneros en la Estuarina y 27 ± 6 géneros en la Oceánica durante la temporada húmeda. Durante la temporada seca, su riqueza fue de 15 ± 3 géneros en la Zona Fluvial, 19 ± 3 en la Estuarina y 37 ± 8 en la Oceánica (Anexo II, Figura 23). Los dinoflagelados fueron el segundo grupo con más géneros identificados, presentando durante la temporada húmeda 3 ± 2 géneros en la zona Fluvial, $6 \pm 1^*$ en la Estuarina y 5 ± 1 en la Oceánica. Durante la temporada seca, los géneros de dinoflagelados en la Zona Fluvial fueron de 5 ± 1 , en la Estuarina 4 ± 1 y 7 ± 1 en la Oceánica (Anexo II, Figura 23).

Los géneros de cianobacterias *Dolichospermum* y *Oscillatoria* se encontraron durante todas las temporadas en todas las zonas, excepto en la zona Fluvial durante la temporada seca. La riqueza de cianobacterias fue de 6 ± 3 géneros en ambas temporadas. Se presentaron diferencias espaciales y temporales significativas en la cantidad de géneros de diatomeas ($p=0,001$; $n=78$; AN) y dinoflagelados ($p=0,012$; $n=78$; AN), pero no en géneros de cianobacterias ($p=0,522$; $n=78$; KW). Un resumen del análisis estadístico de la variación de la comunidad fitoplanctónica con respecto a los grandes grupos puede ser encontrado en las

Tablas 7 y 8. En general, las riquezas de Diatomeas, Cianobacterias y Dinoflagelados superficiales fueron mayores en la temporada seca que en la temporada húmeda.

La abundancia de la comunidad fitoplanctónica bajo la haloclina del Golfo de Urabá fue <1.150 cel./L y estuvo compuesta por cianobacterias del género *Dolichospermum* y diatomeas del género *Chaetoceros* y *Dolichospermum*. La abundancia en muestras superficiales fue significativamente mayor que bajo la haloclina ($p < 0,001$; $n=101$; KW). Los sitios en que se encontraron organismos bajo la haloclina fueron 3, 11 y 14 durante la primera campaña de la temporada húmeda; sitios 1, 11 y 15 durante la segunda campaña y sitios 5, 10 y 13 durante la temporada seca.

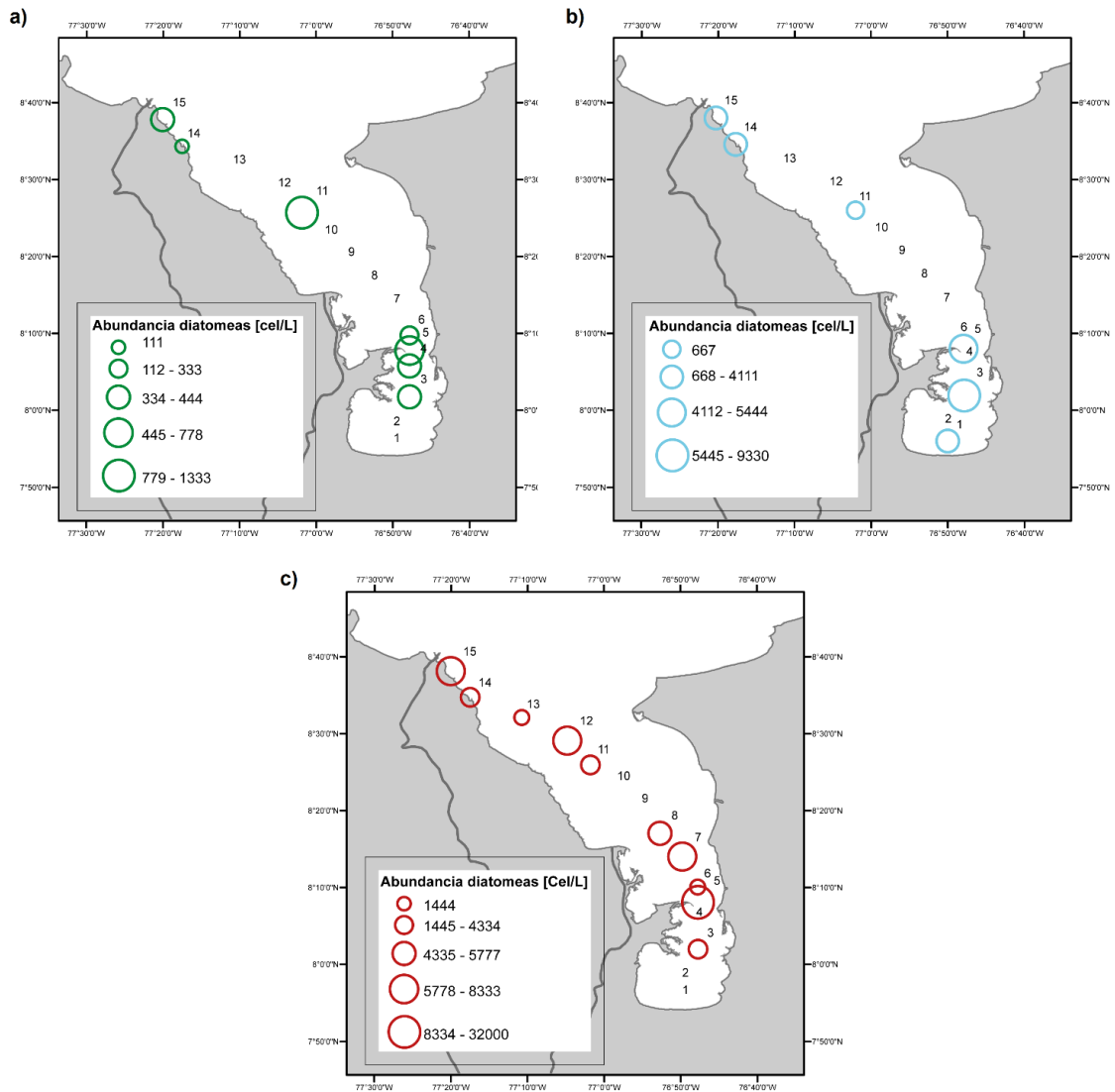


Figura 20 Abundancia superficial de diatomeas en el Golfo de Urabá durante a) Temporada húmeda durante la primera campaña de muestreo en presencia de una floración de *Dolichospermum* b) Temporada húmeda durante la segunda campaña de muestreo y c) temporada seca. Cada panel cuenta con su escala para observar la variación en la abundancia entre los sitios. Elaboración propia.

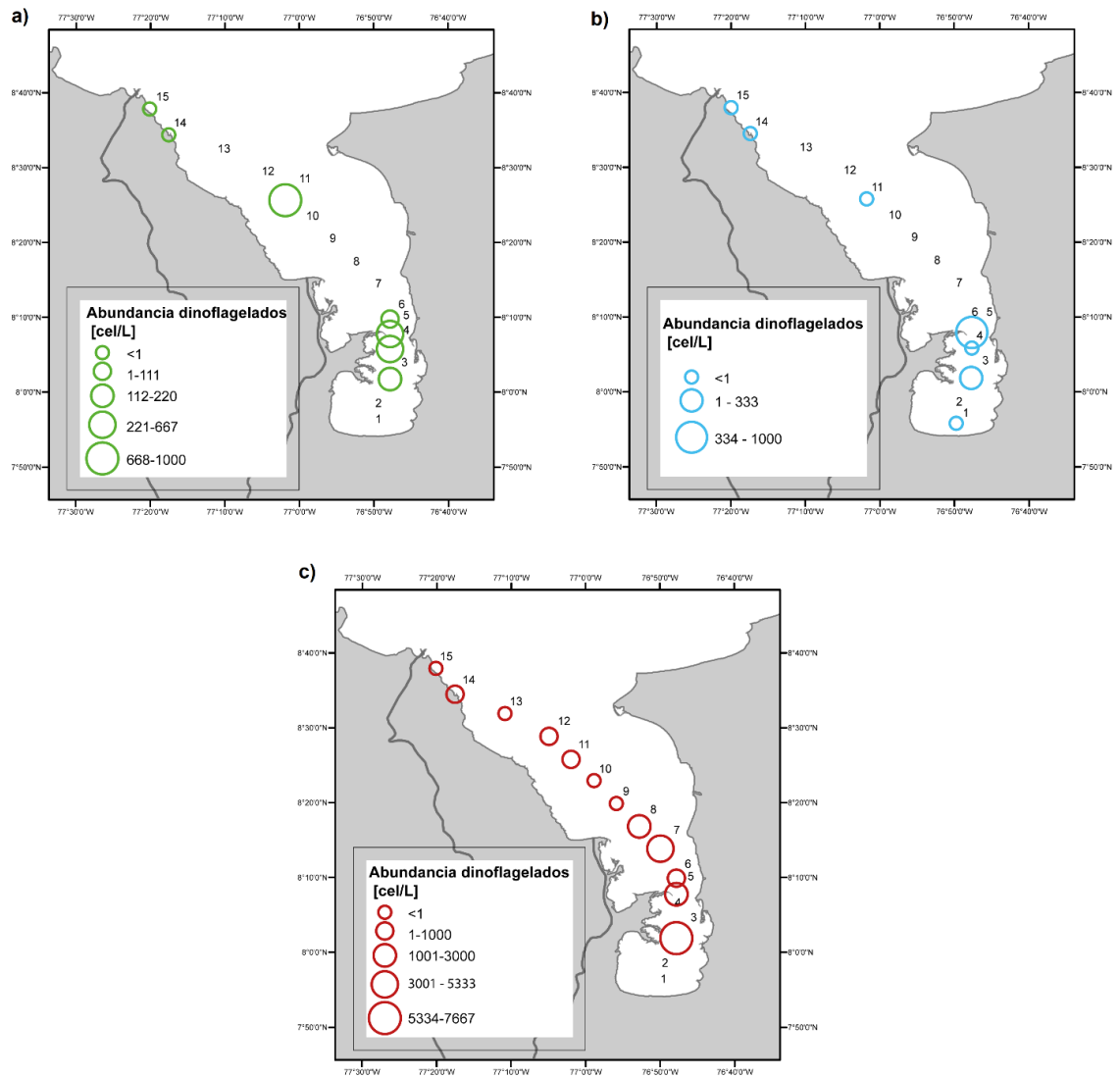


Figura 21 Abundancia superficial de dinoflagelados en el Golfo de Urabá durante a) Temporada húmeda durante la primera campaña de muestreo en presencia de una floración de *Dolichospermum* b) Temporada húmeda durante la segunda campaña de muestreo y c) temporada seca. Cada panel cuenta con su escala para observar la variación en la abundancia entre los sitios. Elaboración propia.

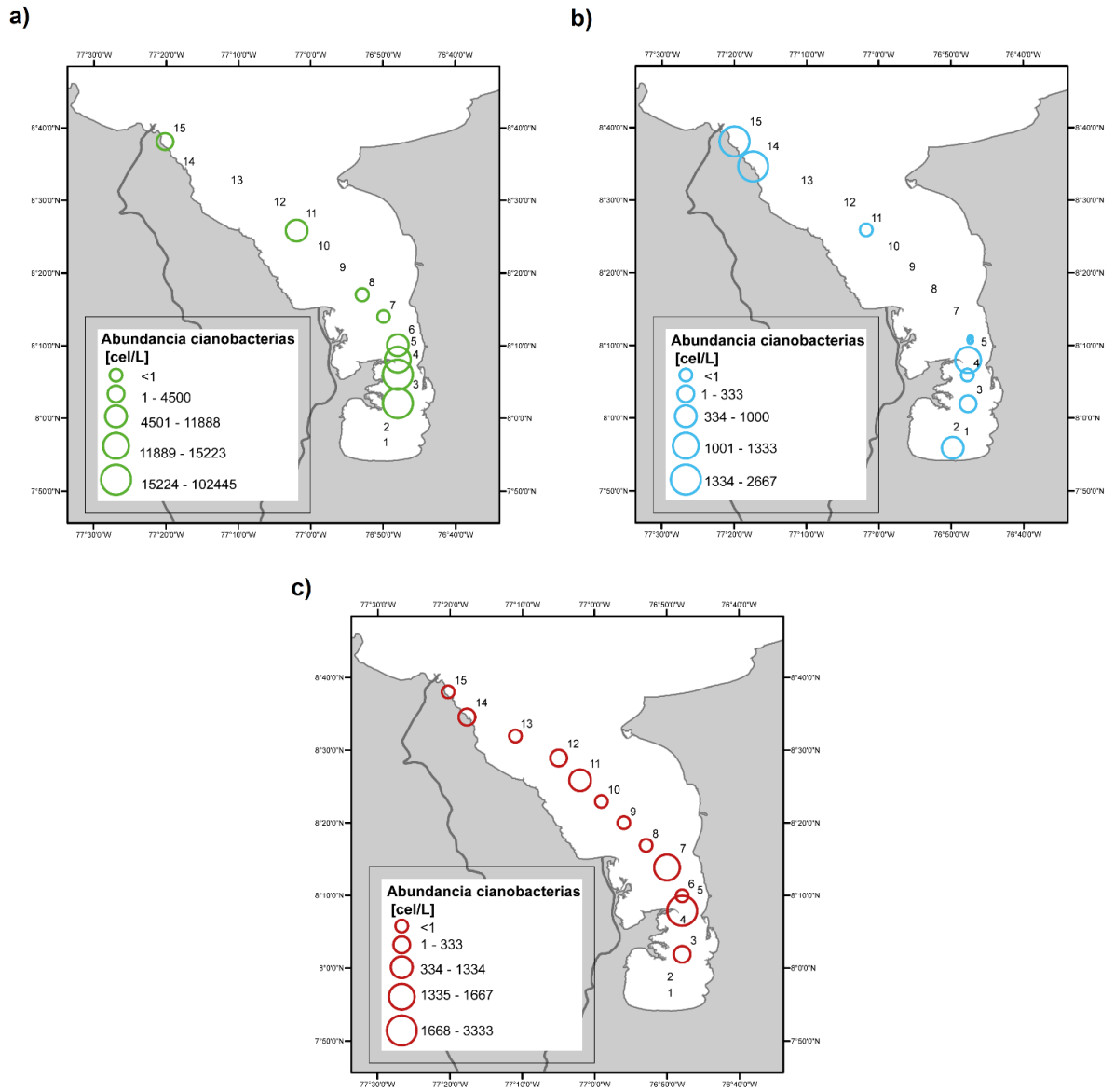


Figura 22 Abundancia superficial de cianobacterias en el Golfo de Urabá durante a) Temporada húmeda durante la primera campaña de muestreo en presencia de una floración de *Dolichospermum* b) Temporada húmeda durante la segunda campaña de muestreo y c) temporada seca. Cada panel cuenta con su escala para observar la variación en la abundancia entre los sitios. Elaboración propia.

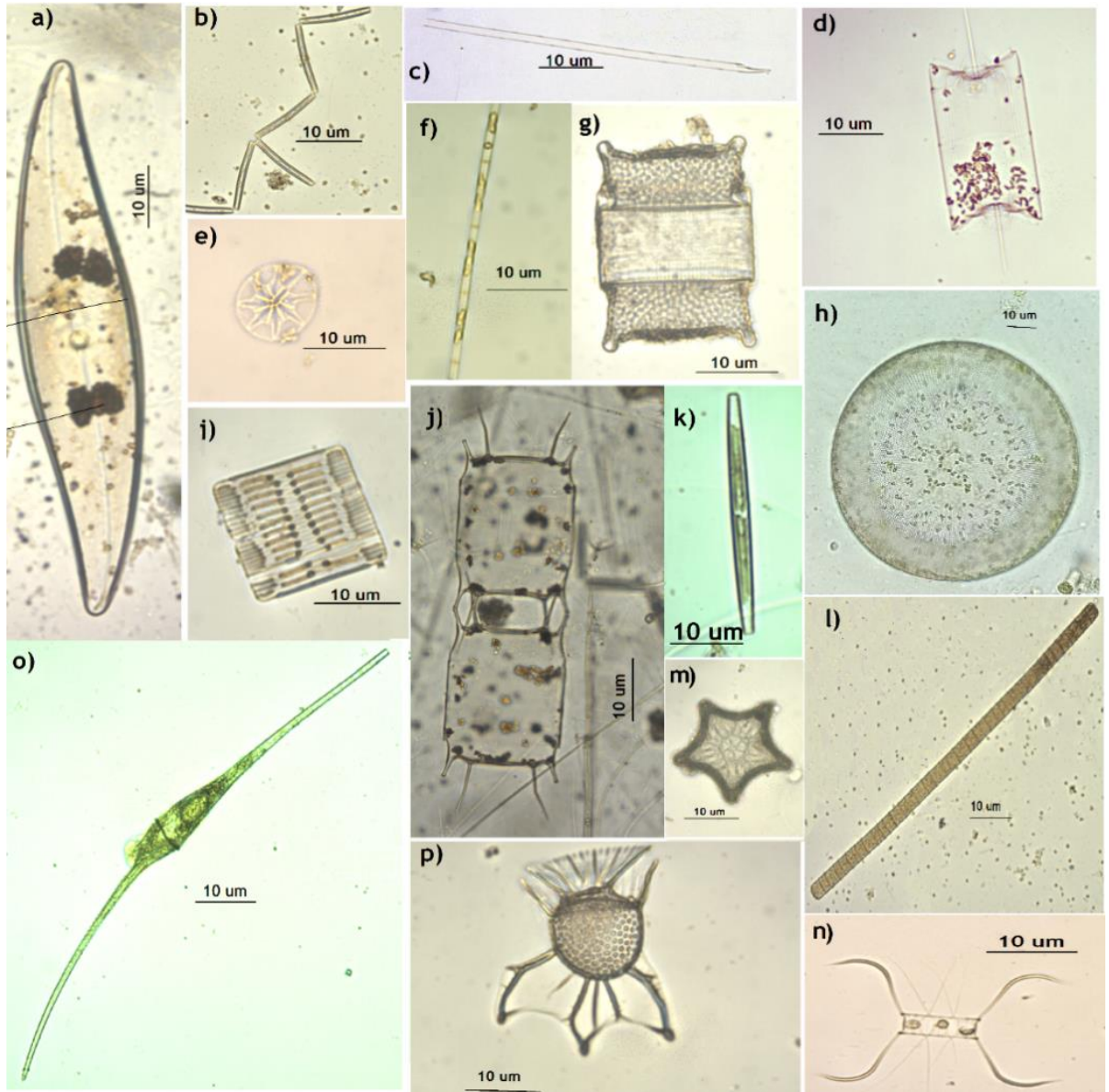


Figura 23 Fotografías de microscopía óptica de algunos géneros y especies presentes en el Golfo de Urabá
 a) *Gyrosigma*, b) *Thalassionema*, c) *Proboscia*, d) *Ditylum*, e) *Asterolampra*, f) *Leptocylindrus*, g)
Biddulphia, h) *Coscinodiscus*, i) *Rhabdonema*, j) *Odontella*, k) *Navicula*, l) *Oscillatoria*, m) *Triceratium*
pentacrinus, n) *Chaetoceros affinis*, o) *Tripos fusus*, p) *Ornithocercus magnificus*. Elaboración propia.

Tabla 7 ANOVA para verificar las diferencias en abundancia y riqueza de algunos grupos de fitoplancton entre temporadas climáticas. S y B hacen referencia a las mediciones realizadas sobre y bajo la haloclina respectivamente. La subtabla muestra una prueba de Kruskal-Wallis para chequear las diferencias entre las variables no paramétricas. Los valores $p < 0,05$ indican diferencias significativas entre variables. Ho= la distribución de *Variable* es la misma entre temporadas climáticas.

Abundancia		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Valor p
<i>Ln Diatomeas S</i>	Entre grupos	24,619	2	12,309	15,387	0,000
	Dentro de grupos	16,000	20	0,800		
	Total	40,618	22			
<i>Ln Diatomeas B</i>	Entre grupos	0,484	9	0,242	16,656	0,000
	Dentro de grupos	0,290	2	0,015		
	Total	0,774	20			
<i>Ln Dinoflagelados S</i>	Entre grupos	7,430	2	3,715	2,915	0,093
	Dentro de grupos	15,294	12	1,274		
	Total	22,724	14			
<i>Ln Cianobacteria A</i>	Entre grupos	36,356	2	18,178	16,009	0,000
	Dentro de grupos	15,896	14	1,135		
	Total	52,252	16			
Riqueza de géneros		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Valor p
<i>Dinoflagelados</i>	Entre grupos	39,138	2	19,569	8,861	0,002
	Dentro de grupos	44,167	20	2,208		
	Total	83,304	22			
Prueba de Kruskal-Wallis para variables no paramétricas						
Variable		Valor p				
<i>Abundancia de dinoflagelados B</i>		0,552				
<i>Abundancia de cianobacterias B</i>		0,319				
<i>Riqueza de diatomeas</i>		0,002				
<i>Riqueza de cianobacterias</i>		0,085				

Tabla 8 ANOVA para verificar las diferencias en abundancia y riqueza entre zonas de algunos grupos de fitoplancton entre las Zonas. S y B hacen referencia a las mediciones realizadas sobre y bajo la haloclina respectivamente. La subtabla muestra una prueba de Kruskal-Wallis para chequear las diferencias entre las variables no paramétricas. Los valores $p < 0,05$ indican diferencias significativas entre variables. Ho= la distribución de *Variable* es la misma entre zonas.

Abundancia		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Valor p
<i>Ln Diatomeas S</i>	Entre grupos	1,018	2	0,509	0,257	0,776
	Dentro de grupos	39,600	20	1,980		

<i>Ln Diatomeas B</i>	Total	40,618	22			
	Entre grupos	0,023	2	0,012	0,311	0,737
	Dentro de grupos	0,751	20	0,038		
	Total	0,774	22			
<i>Ln Dinoflagelados S</i>	Entre grupos	2,555	2	1,277	0,760	0,489
	Dentro de grupos	20,169	12	1,681		
	Total	22,724	14			
Riqueza de grupos		Suma de cuadrados	GI	Media cuadrática	F	Valor p
<i>Diatomeas</i>	Entre grupos	1188,487	2	594,244	9,570	0,001
	Dentro de grupos	1241,948	20	62,097		
	Total	2430,435	22			
<i>Dinoflagelados</i>	Entre grupos	29,704	2	14,852	5,542	0,012
	Dentro de grupos	53,600	20	2,680		
	Total	83,304	22			
Prueba de Kruskal-Wallis para variables no paramétricas						
Variable		Valor p				
<i>Abundancia dinoflagelados B</i>		0,522				
<i>Abundancia cianobacteria S</i>		0,178				
<i>Abundancia cianobacteria B</i>		0,552				
<i>Riqueza de diatomeas</i>		0,002				
<i>Riqueza de cianobacterias</i>		0,993				

5.2.2 Microalgas productoras de biotoxinas y producción de ácido domoico en el Golfo de Urabá

Entre los géneros de la comunidad fitoplanctónica del Golfo se encontraron precursores de floraciones destacados por su capacidad de producción de biotoxinas *viz*, *Pseudo-nitzschia*, *Prorocentrum*, *Dinophysis* y *Dolichospermum* (Figuras 24, 25, 26 y 27). El género *Pseudo-nitzschia* fue omnipresente y presentó proporciones similares en cada temporada ($p > 0,05$; Z; Tabla 9). En el segundo muestreo realizado durante la temporada húmeda, la especie *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* representó *ca.* 44% del total de diatomeas encontradas con un promedio total para el Golfo de 1.630 ± 490 cel./L y un máximo de 5.334 ± 89 cel./L en el sitio 3 de la Zona Fluvial (Figura 28a). En contraposición, la abundancia promedio de esta diatomea fue < 100 cel./L para todo el Golfo durante la temporada seca.

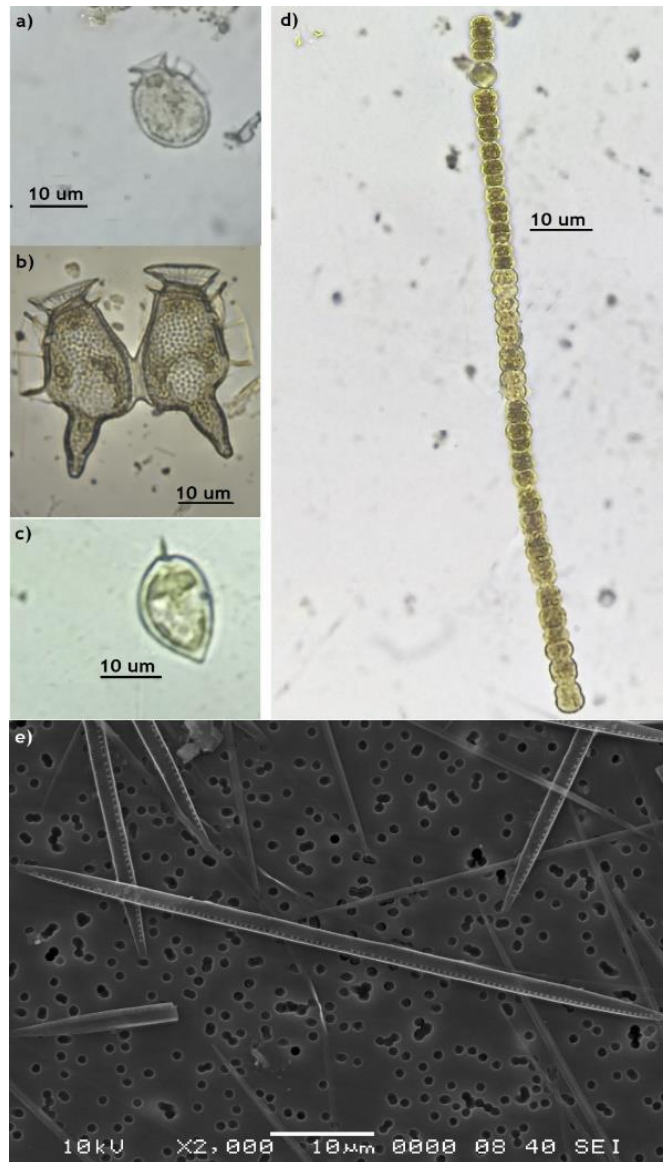


Figura 24 Fotografías de algunos géneros/especies tóxicos encontrados en el Golfo de Urabá, a) *Dinophysis acuminata*, b) *D. caudata* c) *Prorocentrum* sp. d) *Dolichospermum* sp. e) *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima*. Elaboración propia.

Los dinoflagelados del género *Prorocentrum* fueron ubicuos durante la temporada húmeda (Figura 26), pero estuvieron ausentes en las muestras tomadas durante la floración de *Dolichospermum*. *Prorocentrum* solo se encontró en la Zona Oceánica durante la

temporada seca (Figura 27), por lo que su proporción fue significativamente menor en otras zonas ($p < 0,05$; Z; Tabla 9). Sin embargo, su abundancia fue < 100 cel./L (L.D.) en todas las muestras colectadas. El género *Dinophysis* también se encontró en todas las Zonas y temporadas (Figuras 25, 26, 27), presentando una proporción similar de ocurrencia en los sitios de cada zona ($p > 0,05$; Z; Tabla 9). Particularmente, la especie *Dinophysis caudata* alcanzó porcentajes de hasta *ca* 70% en la Zona Oceánica durante la temporada seca (Figura 28 b), con una abundancia promedio de $66,6 \pm 148$ cel./L. La mayor abundancia media de este género fue de 1.444 ± 1.710 cel./L y se encontró en la Zona Fluvial, siendo el máximo 3.333 ± 299 cel./L en el sitio 3. En la temporada húmeda, la abundancia de *Dinophysis acuminata* fue < 100 cel./L (L.D.)

Las cianobacterias del género *Dolichospermum* se encontraron en todas las Zonas durante temporada húmeda (Figuras 25, 26). La mayor abundancia promedio de *Dolichospermum* alcanzó 54.222 ± 49.008 cel./L en la Zona Fluvial, en un evento de floración en el que la cianobacteria llegó a un máximo de 102.444 cel./L en el sitio 3. En la temporada seca, *Dolichospermum* se encontró en las Zonas Fluvial y Estuarina (Figura 27), pero su abundancia solo fue detectable en la Zona Fluvial (1.334 ± 1.202 cel./L). La abundancia de *Dolichospermum* fue $> 90\%$ con relación a otras cianobacterias en las Zonas Estuarina y Fluvial en ambas temporadas. En la Zona Oceánica las abundancias de *Dolichospermum* fue < 100 cel./L durante la segunda campaña de la temporada húmeda y la temporada seca.

La alta abundancia de *Pseudo-nitzschia* durante la temporada húmeda motivó la determinación de la biotoxina ácido domoico (AD). La concentración de AD fue significativamente mayor durante la temporada húmeda que la seca ($p < 0,05$; KW; Figura 29), en concordancia con la conspicua ocurrencia de *Pseudo-nitzschia*. La mayor concentración de AD fue 1.580 pg/mL en el sitio 3 (Zona Fluvial) durante la temporada húmeda (Figura 29b). Las diferencias espaciales en la concentración de AD no fueron significativas ($p > 0,05$; KW).

Tabla 9 Tabla de referencia cruzada de la presencia de *Pseudo-nitzschia* en cada zona durante cada temporada y todas las campañas de muestreo. Las columnas no y si hacen referencia al número de sitios en los que no se encontró, o si se encontró respectivamente el género por zona. La columna sitios estudiados contiene los sitios de cada Zona en los que se tomaron muestras de Riqueza. Las letras al lado del número de sitios denotan un subconjunto de categorías dentro de cada género cuyas proporciones no difieren de forma significativa entre sí con un nivel de significancia de 0,05 (pruebas z, comparación de proporciones de columnas). Se omitieron subíndices en casos con un solo subgrupo dentro de la campaña de muestreo.

Campaña de muestreo	Zona	# sitios <i>Pseudo-nitzschia</i>		# sitios <i>Prorocentrum</i>		# sitios <i>Dinophysis</i>		# sitios <i>Dolichospermum</i>		Sitios Estudiados
		no	Si	no	si	No	si	no	si	
Húmeda 1	Fluvial	1	3	4	0	3	1	0	4	3,4,5,6
	Estuarina	0	1	1	0	0	1	0	1	11
	Oceánica	1	2	2	0	1	1	0	2	14, 15
Húmeda 2	Fluvial	0	3	1	1	1	2	0	3 d	1,3,5
	Estuarina	0	3	1	1	0	1	0	1 c	11
	Oceánica	0	1	2	1	0	2	1	1 c	14,15
Seca	Fluvial	1	2	4 a	0 a	1	3	3	1	1,3,5,7
	Estuarina	2	3	5 a	0 a	0	5	4	1	8,9,10,11,12
	Oceánica	1	2	1 a	1 b	0	3	3	0	13,14,15
Todas	Fluvial	2	9	9	2	5	6	3 e	8 f	1,3,4,5,6,7
	Estuarina	2	5	6	1	0	7	4 e	3 f	8,9,10,11,12-
	Oceánica	2	5	4	3	1	6	4 e	3 e	13,14,15

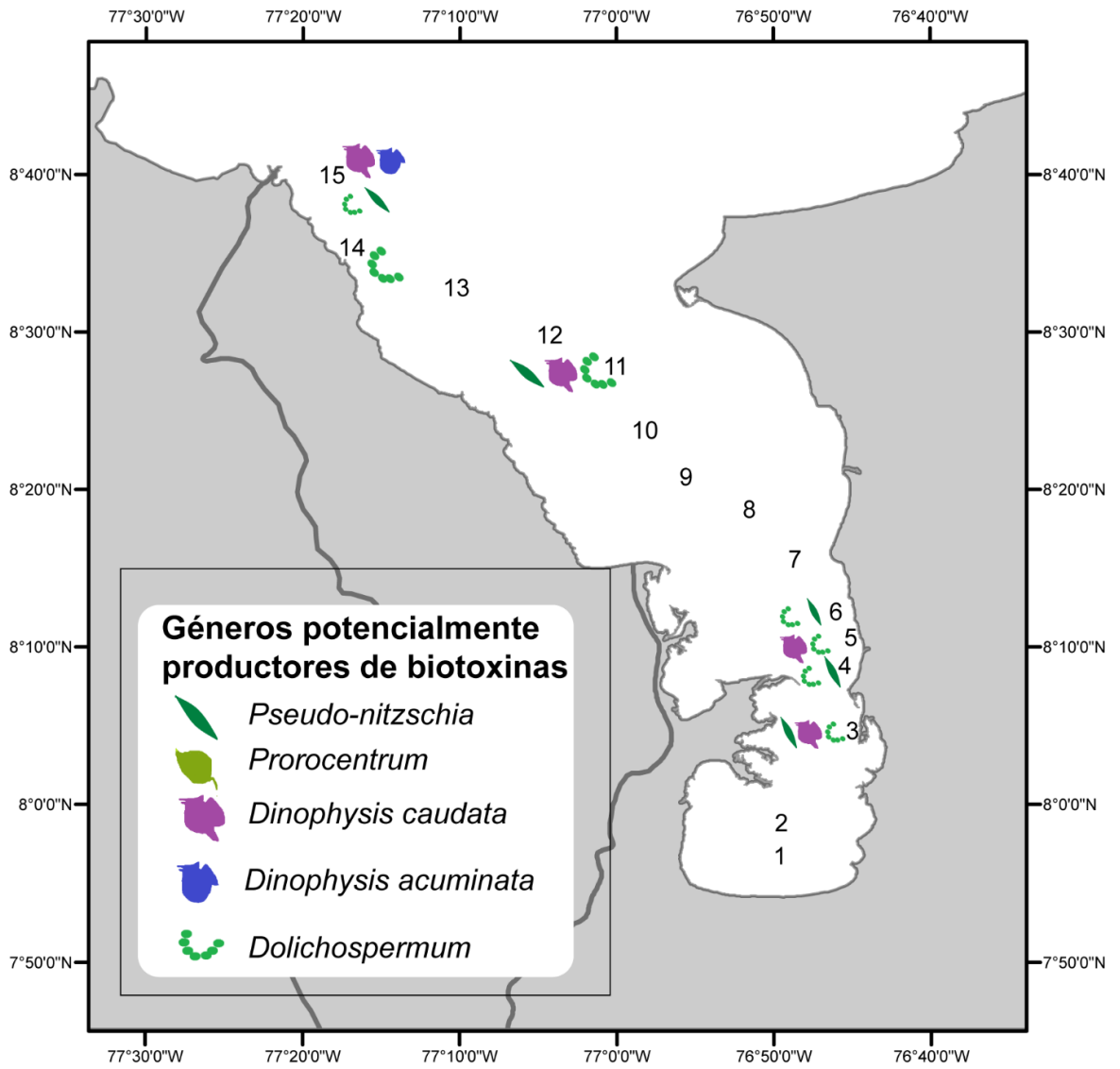


Figura 25 Géneros potencialmente productores de biotoxinas presentes por sitio durante la primera campaña de muestreo de la temporada húmeda en el Golfo de Urabá. Elaboración propia.

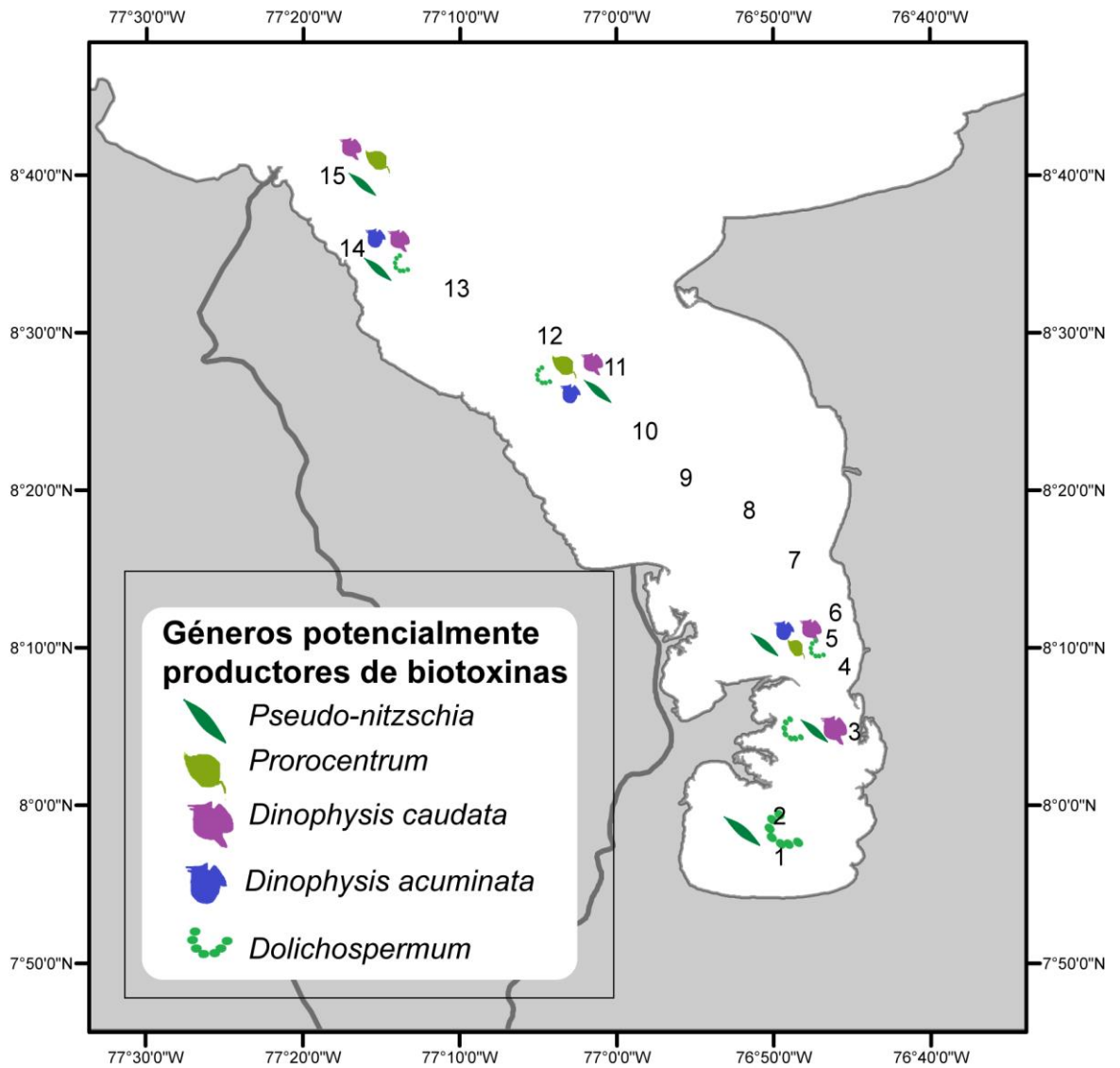


Figura 26 Géneros potencialmente productores de biotoxinas presentes por sitio durante la segunda campaña de muestreo de la temporada húmeda en el Golfo de Urabá. Elaboración propia.

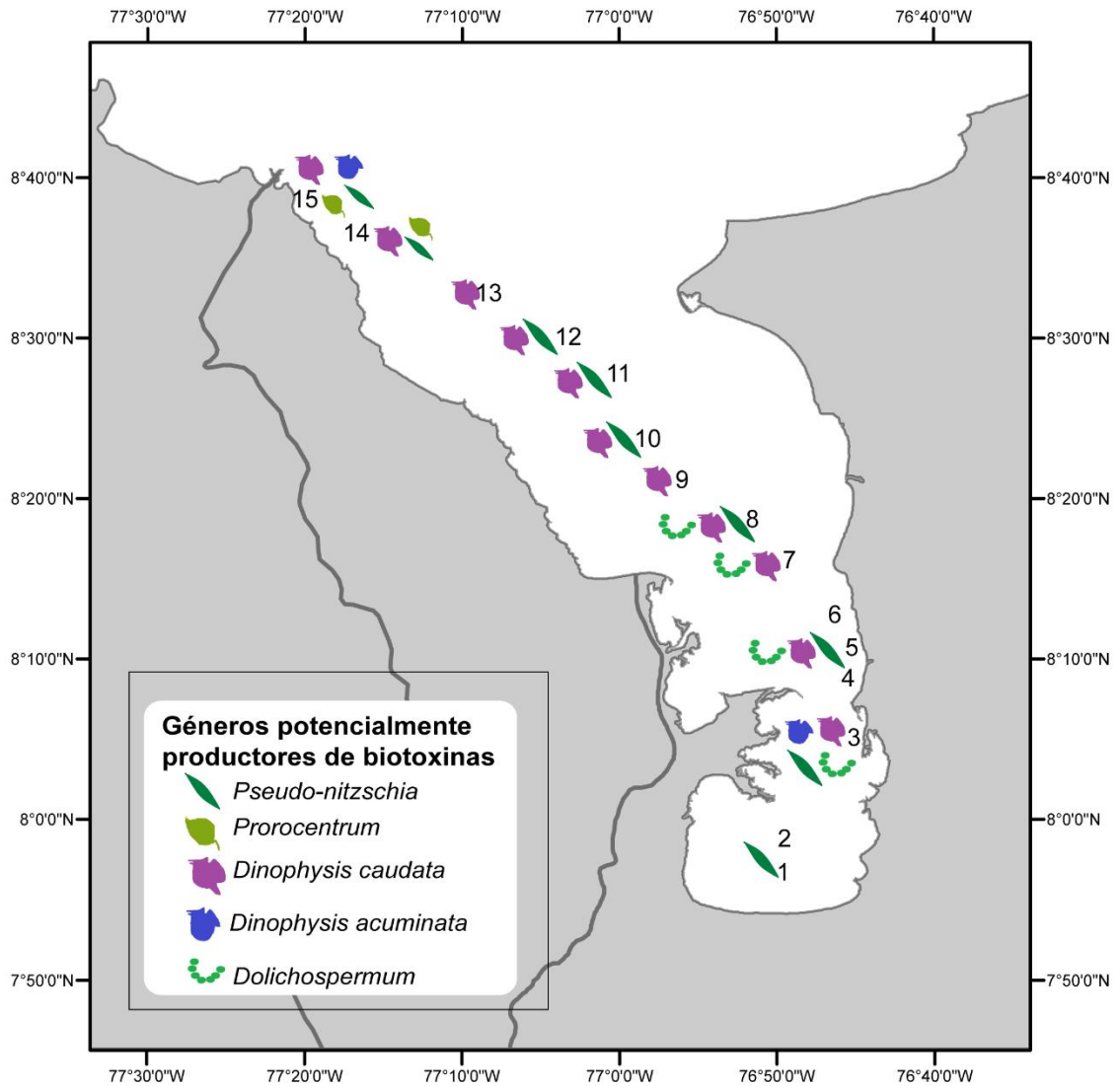


Figura 27 Géneros potencialmente productores de biotoxinas presentes por sitio durante la temporada seca en el Golfo de Urabá Elaboración propia.

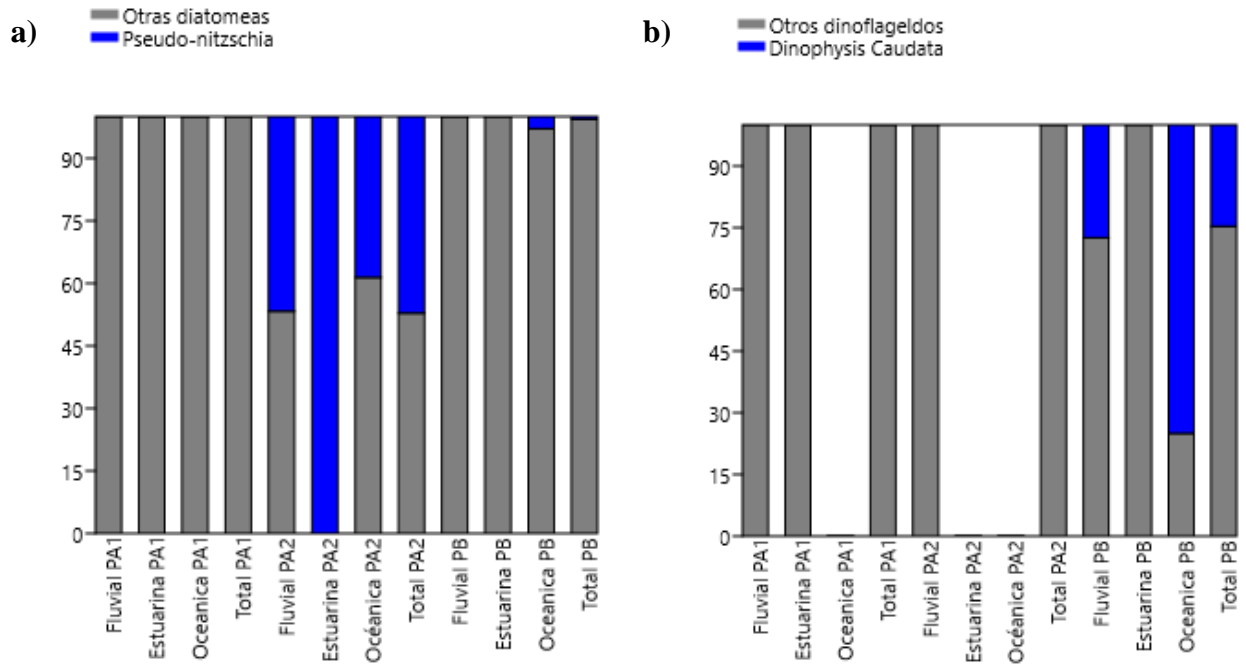


Figura 28 Abundancia proporcional de los géneros a) *Pseudo-nitzschia* y b) *Dinophysis* durante los muestreos. PA1 corresponde a la abundancia registrada en la primera colecta realizada en la temporada húmeda (2018), PA2 a la segunda (2018) y PB (2019) a la colecta realizada durante la temporada seca. Los términos Fluvial, Estuarina y Oceánica se refieren a las zonas definidas en el estudio y total a la abundancia. Elaboración propia.

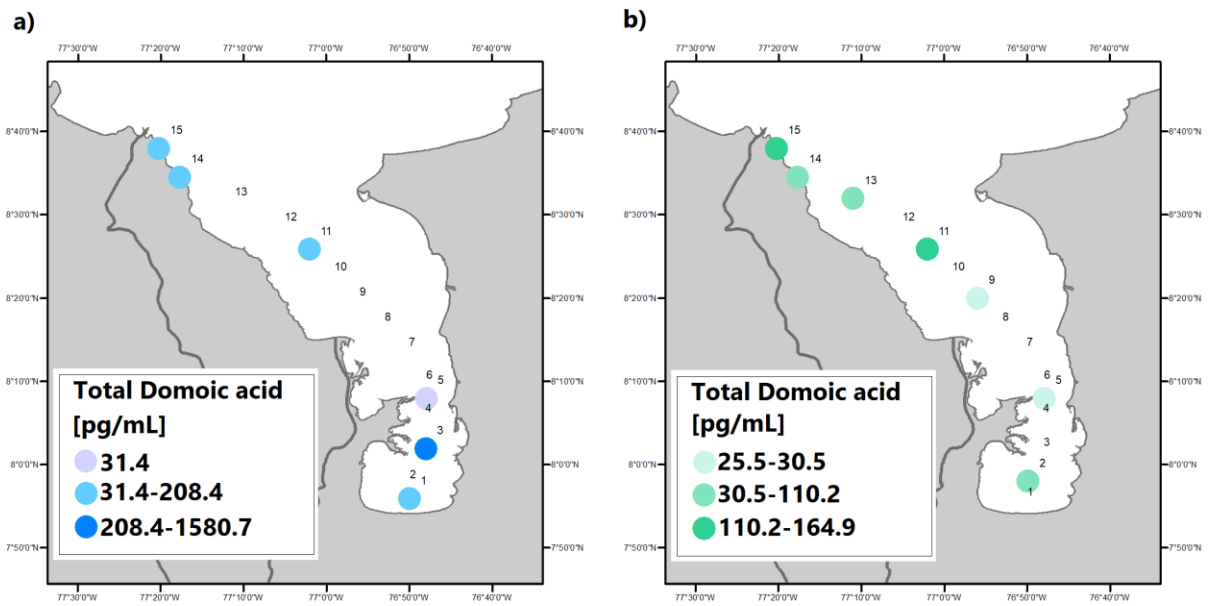


Figura 29 Concentración de ácido domoico total disuelto durante a) segunda campaña de muestreo temporada húmeda del 2016 y b) temporada seca del 2019 en el Golfo de Urabá. Las figuras presentan

escalas diferentes con el objetivo de visualizar las variaciones de concentración en cada temporada.
Elaboración propia.

5.3 Correlaciones

La prueba de Spearman mostró correlaciones $>70\%$ entre la concentración de nitrato superficial, la abundancia ($\rho=-0,829$; $p=0,042$) y riqueza ($\rho=0,841$; $p=0,036$) de diatomeas. La abundancia superficial de dinoflagelados se correlacionó negativamente con la salinidad bajo la haloclina ($\rho=-0,711$; $p=0,021$). De otro lado, la concentración de clorofila *a* superficial se correlacionó con salinidad superficial ($\rho=-0,925$; $p<0,001$), salinidad promedio ($\rho=-0,723$; $p=0,003$), los niveles de nitrato bajo la haloclina ($\rho=0,900$; $p=0,037$) y la transparencia ($\rho=-0,925$; $p<0,001$). Las demás correlaciones entre abundancia de diatomeas, cianobacterias y dinoflagelados carecieron de significancia estadística o fueron menores al 70%.

Por su parte, los géneros de microalgas productoras de biotoxinas se correlacionaron entre sí y con algunas variables fisicoquímicas. La abundancia de *Dinophysis* se correlacionó significativamente con la de dinoflagelados sobre la haloclina ($\rho=0,494$; $p=0,044$). La abundancia del género *Pseudo-nitzschia* se correlacionó significativamente con los niveles de nitrato superficial ($\rho=0,621$; $p=0,003$), AD ($\rho=0,762$; $p<0,001$) y la abundancia de dinoflagelados ($\rho=-0,494$; $p=0,019$). Otras correlaciones entre variables fisicoquímicas y las microalgas productoras de biotoxinas carecieron de significancia estadística ($p>0,05$) o fueron $<70\%$. Sin embargo, se resalta que el AD encontrado en el Golfo se correlacionó con el pH superficial ($\rho=0,635$; $p=0,011$).

5.4 Índices Ecológicos y estado trófico

Desde la perspectiva de los índices ecológicos de mayor relevancia para el presente estudio, puede decirse que la biodiversidad fue mayor durante la temporada seca en comparación con la primera campaña de la temporada húmeda en la que se presentó una floración de *Dolichospermum* (Tabla 10). El número de taxones que presentó una

abundancia >100 cel./L (L.D) durante la temporada húmeda fue de 13, un valor significativamente menor al encontrado en la temporada seca de 30. El índice de Shannon cambio de 0.2465 durante la floración de *Dolichospermum* a 2,163 en la segunda campaña de la temporada húmeda, y luego a 2,954 en la temporada seca. De otro lado el índice de Simpson (1-D) aumentó de 0,08763 durante la primera campaña de muestreo a 0,8549 en la segunda campaña en la temporada húmeda, y luego a 0,9328 durante la temporada seca; reflejando la dominancia de *Dolichospermum* en la comunidad fitoplanctónica durante la primera campaña de muestreo. El índice de Margalef presento valores de 0,7662, 1,385 y 3,098 durante la primera y segunda campaña de la temporada de húmeda, y la temporada seca, respectivamente (valores menores a 2 indican que el ecosistema tiene poca diversidad y mayores a 5 que posee alta diversidad. (Moreno, 2010). Las diferencias entre estos índices fueron estadísticamente significativas ($p < 0,05$; Simpson $n=3$, Shannon $n=3$, Margalef $n=3$).

En cuanto a la equitatividad en la distribución de las abundancias, el índice (J) pasó de 0,2076 durante la primera campaña de la temporada húmeda a 0,8432 durante la segunda campaña, y posteriormente a 0,8684 en la temporada seca ($p= 0.027$, $n=3$, KW), lo que evidencia que las abundancias de los géneros fueron similares durante la segunda campaña de muestreo de la temporada húmeda y la temporada seca, mientras que en la primera campaña de la temporada húmeda las abundancia de los géneros no fueron similares, esto se debe a que la abundancia de *Dolichospermum* fue 100 veces mayor a la de los otros géneros presentes.

Tabla 10 Principales índices ecológicos para la comunidad fitoplanctónica del Golfo de Urabá, Caribe colombiano, durante: temporada húmeda (2018), primera campaña de muestreo en la que se encontró una floración de *Dolichospermum*; la temporada húmeda (2018), segunda campaña de muestreo, y durante la temporada seca (2019).

Índice	Temporada		
	Húmeda primera campaña	Húmeda segunda campaña	Seca
Shannon	0,2465	2,163	2,954
Simpson (1-D)	0,08763	0,8549	0,9328
Margalef	0,7662	1,385	3,098

Equitatividad J	0,2076	0,8432	0,8684
-----------------	--------	--------	--------

Los resultados del índice TRIX se sugieren que la Zona Fluvial durante la temporada húmeda (se usaron los promedios de las variables fisicoquímicas en los dos muestreos para su cálculo) y las zonas Estuarina y Oceánica en la temporada seca fueron sistemas eutróficos (Tabla 11). Los demás escenarios correspondieron a sistemas hipertróficos, con un valor máximo del índice TRIX en la Zona Fluvial durante la temporada seca. Se debe tener en cuenta que el valor del índice TRIX puede aumentar al adicionar las concentraciones de otras especies de NID como NO_2^- (y NH_4^+ para la temporada húmeda).

Tabla 11 Índice TRIX para la determinación del estado trófico de las zonas definidas en el Golfo de Urabá durante la temporada húmeda del 2018 y la temporada seca del 2019. Para determinar el índice de la temporada húmeda se utilizaron los valores promedio de las variables fisicoquímicas de los dos muestreos realizados en la temporada. Valores entre 5 y 6 indican que un sistema es eutrófico y entre 5 y 8 que es hipertrófico (Moreno *et al.* 2010). *el índice no pudo ser calculado debido a que no se detectaron concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto.

Zona	Temporada	
	Húmeda	Seca
Fluvial	6,34	7,58
Estuarina	*	6,89
Oceánica	7,08	5,70

6. Discusión

6.1 Características fisicoquímicas del Golfo de Urabá

Los ecosistemas costeros son ecotonos en los que el continente y el mar interactúan a través de procesos fisicoquímicos, biológicos y geológicos (Bauer *et al.*, 2013; Dalrymple, Zaitlin, & Boyd, 1992). Las dinámicas complejas de los ecosistemas costeros los hacen proveedores de servicios para animales y humanos, y hábitat ideal para muchos organismos (Jennerjahn, 2012; Wilson & Peter, 1988). En particular, los estuarios son los mayores receptores de material terrígeno y nutrientes de los ríos, lo que los convierte en ambientes con alto recambio de nutrientes y alta producción primaria (Mallin, Paerl, & Rudek, 1993; Statham, 2012; Twilley, Chen, & Hargis, 1992). Evidentemente, la importación de nutrientes alóctonos aunada al gradiente salino permite a los estuarios alcanzar niveles de producción primaria mayores que otros ecosistemas (Costa *et al.*, 2009; Lara-Rodríguez *et al.*, 2015; Lucas *et al.*, 1999; Montoya, Toro-Botero, & Gomez-Giraldo, 2017; Pednekar *et al.*, 2018). Por lo anterior, es importante comprender las condiciones fisicoquímicas del área de estudio para analizar la respuesta de las comunidades fitoplanctónicas y de las microalgas productoras de biotoxinas.

En el Golfo de Urabá, los parámetros fisicoquímicos variaron entre la temporada húmeda del 2018 y la temporada seca del 2019. Se observó estratificación vertical durante ambas temporadas (Figura 7, 8), con una haloclina más somera durante la de alta precipitación debido al aumento de la descarga fluvial, lo que aumenta la diferencia de densidad facilitando que el agua se mantenga en superficie y la influencia de los vientos del sur (Escobar, 2011; Montoya, 2010; Roldán, 2008). Los vientos durante la temporada húmeda hacen que el agua dulce proveniente del Río Atrato y demás ríos que desembocan en el golfo sea desplazada hacia el nororiente (Bernal *et al.*, 2005; Escobar, 2011), aumentando la superficie de la pluma fluvial. Esto aumentó la extensión de la Zona Estuarina hasta el sitio 10 (Figuras 4 y 7a) y a la vez redujo la profundidad de la masa de agua dulce por su

desplazamiento en superficie. Durante la temporada seca, las aguas son confinadas principalmente por la disminución en la descarga fluvial, cambios en la densidad y probablemente por los vientos del Norte hacia el interior del Golfo por lo que se reduce la expansión de la pluma fluvial a nivel superficial, pero aumenta la profundidad a la que llegan las aguas dulces (Escobar, 2011; Roldán, 2008). Pese a la disminución en la escorrentía fluvial durante la temporada seca, el confinamiento de agua dulce favoreció la mezcla de los dos cuerpos de agua. En coherencia, los sitios de muestreo seleccionados en la Zona Oceánica presentaron menor afectación por los cuerpos de agua con mayor descarga de la región, Río Atrato y Río León. Se encontraron dos masas de agua relativamente fría en la columna de agua en la Zona Estuarina y Oceánica (Figura 9b). Esto podría ser consecuencia de procesos de inversión o presencia de una corriente fría (Cochran, Bokuniewicz & Yager, 2019; Rüggeberg *et al.*, 2011), pero se requieren más estudios para determinar su causa.

Al confinarse las aguas de la descarga fluvial en el interior del golfo se observó un incremento en la mezcla vertical, por lo que, en comparación con la temporada húmeda, la haloclina se encontró a una profundidad mayor (Figura 7b). Este comportamiento concuerda con los resultados obtenidos por otros autores (Bernal *et al.*, 2005; Chevillot *et al.*, 1993; Escobar, 2011; Montoya Jaramillo & Toro-Botero, 2006), en los cuales los cambios en la salinidad se dan como respuesta a los cambios de caudal de los ríos, la velocidad del viento por temporadas y a su efecto sobre la circulación superficial. A pesar de que en el momento de muestreo las salinidades al interior del golfo fueron bajas, otros estudios han encontrado salinidades >25 psu en el sector de Bahía Colombia a la altura del sitio 1 (Montoya Jaramillo, 2010).

La salinidad superficial en el golfo presentó un gradiente que aumentó hacia la boca del estuario. La salinidad superficial de la Zona Oceánica alcanzó valores similares a los correspondientes bajo la haloclina de las zonas Fluvial y Estuarina. Evidentemente, se trata del Mar Caribe formando una cuña salina al interior del Golfo que lo convierte en un estuario con cuña salina estratificado (Figuras 7 y 8). Estos resultados coinciden con reportes de otros estudios (Montoya & Toro, 2006; Montoya, 2010). Sin embargo, algunos parámetros como el OD y el pH no presentaron diferencias espaciales significativas entre masas de agua

fluvial y oceánica (Figuras 11 y 12). Lo anterior valida la zonificación del golfo usando la salinidad como parámetro. Los niveles de pH y OD se encontraron dentro de los límites permisibles para la preservación de fauna y flora en aguas cálidas marinas y estuarinas (pH : 6,5-8,5, OD: $>4\text{mg/L}$; Ministerio de Salud, 1984) y en aguas cálidas dulces (pH : 4,5-8,5, OD: $>4\text{mg/L}$; Ministerio de Salud, 1984). Aunque el rango de pH se ajustó mejor a los límites establecidos para aguas marinas y estuarinas, las condiciones fisicoquímicas del golfo fueron aptas para el desarrollo de recursos hidrobiológicos de agua dulce o salada.

La concentración de nitrato y fosfato del Golfo de Urabá guardaron estrecha relación con la precipitación y aporte fluvial. La concentración de nitrato fue mayor durante la temporada húmeda (Figuras 13 a) similar al reporte del sistema de monitoreo REDCAM (INVEMAR, 2019). Esto se explica principalmente con el contacto erosivo de cauces aumentados con detrito depositado sobre riberas durante la temporada húmeda (Figura 30). El aumento global de escorrentía y caudal de afluentes conlleva al aumento en el transporte de nutrientes desde el continente hacia el mar (Schlesinger & Bernhardt, 2013).

La concentración de fosfato fue excepcionalmente alta (hasta $3,05\text{ mg/L}$) en el delta del Río Atrato durante la temporada húmeda (Figura 14). En contraste, algunos estudios dedicados a la determinación de nutrientes en vecindad de la línea de costa han reportado ausencia de fosfato en la mayoría de sus sitios de muestreo (INVEMAR, 2019). Ellos solo reportan fosfato en la desembocadura de algunos ríos, con valores máximos en el sitio denominado Volcán de lodo ($2,35\text{ mg/L}$). El fosfato costero parece no responder a la variación temporal del hidropereodo a la que estuvieron sujetas las zonas alejadas de la costa como las del presente estudio (Figura 14).

La ausencia de fosfato costero podría explicarse por una mayor asimilación de PO_4^{3-} y producción primaria. Por su parte, la alta disponibilidad de fosfato en el eje longitudinal del golfo proviene de la desorción del P ligado a los sólidos en suspensión al interior de la pluma fluvial al contacto con el gradiente salino (Rúa *et al.*, 2016). En línea con el anterior razonamiento, la mayor concentración de óxido de silicio (IV), nitrato y fosfato se encontró en las Zonas Fluvial y Estuarina (Figura 16). La concentración de nutrientes aumentó en cercanía a descargas fluviales. Sin embargo, el nivel de nitrato y amonio durante temporada

húmeda mostró una tendencia al aumento hacia mar abierto (Figura 13a y 13b). La concentración de nitrato en superficie durante la temporada húmeda fue mayor en la zona oceánica, probablemente porque la producción primaria en esta zona fue menor (en términos de clorofila *a*) y esto disminuyó su asimilación. Otra posibilidad es que la mineralización de detrito esté aportando amonio que luego la biota desnitrifica (Libes, 1992).

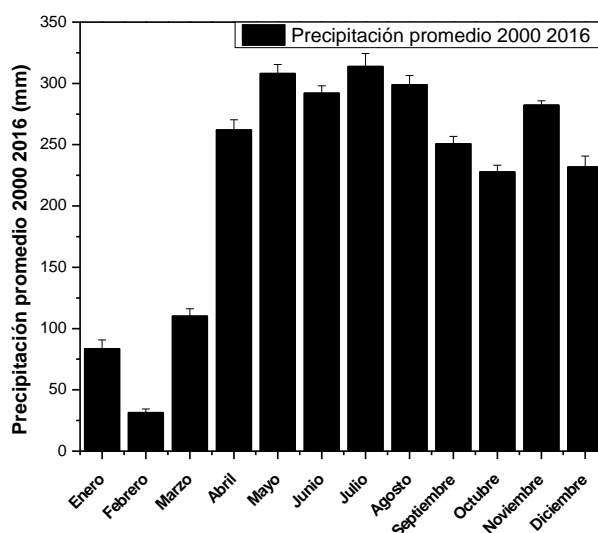


Figura 30 Promedio multianual de la precipitación en las estaciones meteorológicas del IDEAM Arboletes, Titumate, Tanela, Acandí y San Juan de Urabá en el Golfo de Urabá durante el periodo comprendido entre 2000 y 2016. Elaboración propia.

Las diferencias en el comportamiento de las concentraciones de fosfato, oxido de silicio (IV) y nitrato, asociadas a cada zona sugieren que el nitrato es un nutriente que limita el crecimiento de las comunidades fitoplanctónicas en las zonas Estuarina y Fluvial. Esto se pudo confirmarse con la correlación negativa entre abundancia de diatomeas, el grupo más abundante de la comunidad fitoplanctónica, y nitrato ($\rho = -0.829$). El hecho de que esta correlación sea negativa indica que el consumo de nitrato aumenta la concentración de clorofila *a*. (Figuras 16 y 17). La naturaleza eutrónica a hipereutrónica del Golfo de Urabá (Tabla 11), en las zonas definidas durante ambas temporadas climáticas sugiere que hay disponibilidad constante de nutrientes y por lo tanto una productividad primaria estable, por lo que las variaciones de la comunidad fitoplanctónicas pueden estar asociadas a la forma

en que los diferentes géneros se adaptan a la estacionalidad de condiciones físicas de la columna de agua.

6.2 Características de las comunidades fitoplanctónicas en el Golfo de Urabá y las de géneros productores de biotoxinas.

La comunidad fitoplanctónica del Golfo de Urabá, presentó una mayor cantidad de diatomeas durante el segundo muestreo realizado en la temporada húmeda y el de la temporada seca (Tabla 6). Esto coincide con conteos realizados en otros sitios del Caribe Colombiano como el Golfo de Salamanca, la zona costera del Parque Nacional Natural Tayrona, Bahía Taganga, Bahía de Cartagena, entre otros (Cárdenas, 2012; Franco-Herrera *et al.*, Suárez *et al.*, 2007; Tigreros 2001). Por supuesto, las diatomeas representan el grupo más abundante en la comunidad fitoplanctónica (Delia *et al.*, 2015; Hallegraeff, 1993; Lozano-Duque, Vidal, & Gabriel, 2010). Durante la primera campaña de muestreo, sin embargo, las cianobacterias fueron el grupo mayoritario debido a la floración de *Dolichospermum* (Figura 18). Sitios del Caribe colombiano como la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) se encuentran dominados por cianobacterias, alcanzando hasta 837×10^6 cianobacterias en el área de estudio (De la Hoz, 2004), pero en el Golfo de Urabá la cantidad fue menor por cuenta de dicha floración en comparación con la CGSM.

En función de la densidad celular (cel./L), la abundancia por grupo en el Golfo de Urabá fue similar a la media del Caribe colombiano (Tabla 12, Figuras 22, 23 y 24). La mayor desviación con relación a dicha media se encontró durante la primera campaña de muestreo de la temporada húmeda debido a la floración de *Dolichospermum*. Este resultado es interesante si se considera que la concentración de clorofila *a* en el Golfo de Urabá (Figura 16) es menor que la reportada en otros sitios del Caribe en el rango $<0.01 \mu\text{g/L}$ - $456,44 \mu\text{g/L}$ (Tigreros, 2001; Franco-Herrera *et al.*, 2006). Esto podría explicarse por una de tres razones: (i) influencia del horario de toma de muestras de agua para la medición de clorofila *a*, (ii) muestreo de agua muy superficial (10 cm) o (iii) adaptación de los organismos fitoplanctónicos. Se recomiendan estudios adicionales que comparen la producción de clorofila *a* de organismos aislados de diferentes sitios del Caribe y del Golfo de Urabá en

ambientes controlados para comprender mejor el metabolismo y los factores que estimulan la producción del pigmento. Es importante resaltar que los datos satelitales sugieren que la clorofila *a* en el Golfo de Urabá puede alcanzar concentraciones superiores a 10 µg/L (Figura 17)

Tabla 12 Abundancia de organismos fitoplanctónicos (cel./L) en diferentes sitios del Caribe colombiano. Las abundancias del Golfo de Urabá por zona se obtuvieron sumando las abundancias promedio de diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias, las letras H y S hacen referencia a las temporadas húmeda y seca respectivamente. Los números 1 y 2 a la primera y segunda campaña de muestreo realizadas en el Golfo de Urabá durante la temporada húmeda. Se tuvieron en cuenta abundancias publicadas en cel./L por cada autor.

Abundancia cel./L	Región	Autor
1.030 (H) 40 (S)	Golfo de Salamanca	Tigreros (2001)
670 (H) - 8 (S)	arque Nacional Natural Tayrona	Tigreros (2001)
246,40 - 22142	Bahía Taganga	Ramírez-Barón <i>et al.</i> (2010)
46.554	Bahía Taganga	Cárdenas (2012)
46.769 (H1), 5360 (H2), 16.749 (S)	Golfo de Urabá Zona Fluvial	Este estudio
14221 (H1), 667 (H2), 4688 (S)	Golfo de Urabá Zona Estuarina	Este estudio
2522 (H1), 6223 (H2), 4146 (S)	Golfo de Urabá Zona Oceánica	Este estudio

En cuanto a los géneros de fitoplancton, se observó que fue generalmente mayor la cantidad encontrada en el Golfo de Urabá que en el Golfo de Salamanca y al Parque Nacional Natural Tayrona (Tigreros, 2001), pero menor a la cantidad de géneros encontradas en Bahía Taganga y la Ciénaga grande de Santa Marta (Tabla 13; Cárdenas, 2012; Ramírez-Barón *et al.* 2010). Los géneros con mayor abundancia en el golfo fueron *Chaetoceros*, *Coscinodiscus* y *Nitzschia*, los cuales también se encuentran dentro de los más abundantes en los sitios anteriormente mencionados. Sin embargo, llama la atención que los géneros de dinoflagelados *Alexandrium* y *Gambierdiscus* no fueran encontrados dentro de la comunidad fitoplanctónica del Golfo de Urabá, pese a los diferentes reportes de ellos en el Caribe colombiano (Cárdenas, 2012; Ramírez-Barón *et al.* 2010, Vidal, 2010). Algunos estudios han encontrado dinoflagelados en forma de quistes en los sedimentos, (Orlova *et al.*, 2004),

por lo que sería interesante que futuros estudios consideren este compartimento en sus diseños experimentales.

Tabla 13 Cantidad de géneros fitoplanctónicos presentes en diferentes sitios del Caribe colombiano las letras G y E hacen referencia a los taxones género y especie respectivamente.

Región	Taxones	Autor
Golfo de Salamanca	30 G	Tigreros (2001)
Parque Nacional Natural Tayrona	34 G	Tigreros (2001)
Ciénaga Grande de Santa Marta	224 E	De la Hoz 2004
Bahía Taganga	51 G	Ramírez-Barón <i>et al.</i> (2010)
Bahía Taganga	320 E (<i>ca.</i> 126 G)	Cárdenas (2012)
Golfo de Urabá	76 G	Este estudio

Los cambios de composición de la comunidad fitoplanctónica estuvieron asociados a temporadas climáticas y ubicación en el Golfo de Urabá, siendo mayor el número de géneros encontrados durante la temporada seca. Sin embargo, la riqueza de cianobacterias solo mostró diferencias estadísticas entre zonas, pero no entre temporadas. Esto sugiere que los géneros de este grupo presentes en el golfo se encuentran bien adaptados a las diferencias entre temporadas climáticas o a la adaptación de los géneros *Oscillatoria*, *Microcystis*, *Johannesbaptistia* y *Dolichospermum* a vivir en condiciones estuarinas sin importar las variaciones en precipitación. En general, los estuarios del Caribe colombiano presentan mayor abundancia y riqueza de fitoplancton durante la temporada seca, *e.g.*, Ciénega Grande de Santa Marta (De La Hoz Aristizábal, 2004). En el caso de la abundancia, esto coincide con los resultados obtenidos en el Golfo de Urabá.

La mayor abundancia de fitoplancton coincidió generalmente con altos niveles de clorofila *a* en sitios con alta influencia fluvial (*e.g.* estaciones cercanas a las bocas del Río Atrato). Aunque se encontraron diferencias en las concentraciones de clorofila *a*, no se presentaron diferencias espaciales significativas de abundancia (Tabla 8, Figura 20, 21 y 22). Este fenómeno podría explicarse por cambios espaciales en la concentración de sólidos suspendidos que afectaron la transparencia (Figura 10) porque los sólidos suspendidos

absorben parte de la radiación requerida para fotosíntesis por parte del fitoplancton (Wetzel, 2001). Mayor transparencia se traduce en mayor disponibilidad y absorción de radiación por parte de pigmentos fotosintéticos, lo que se evidenció en la correlación negativa entre la clorofila *a* y la transparencia ($\rho=-0,950$, $p< 0.001$). Dentro de las consecuencias de una mayor disponibilidad de nutrientes pese a la reducción disponibilidad de luz debido a la baja transparencia en la Zona Fluvial, se incluye una mayor producción de clorofila *a* para aumentar la producción primaria (Jakobsen *et al.*, 2015; Kuehl & Troelstrup, 2013; Reynolds, 2006).

En este contexto, la similitud en la concentración de clorofila *a* durante ambas temporadas climáticas podría explicarse con el aumento en la abundancia de fitoplancton asociada al aumento en la disponibilidad de nutrientes provenientes de las descargas fluviales y disminución de salinidad, pese a la reducción de la transparencia en el interior del Golfo y a que durante la temporada seca incrementaron los géneros de organismos fitoplanctónicos presentes en la comunidad fitoplanctónica, contrastando con la baja diversidad observada durante la primera campaña de la temporada húmeda. De otro lado, la disminución en la concentración de nutrientes limita la producción primaria, a pesar de una mayor disponibilidad de luz, lo que disminuye la producción primaria por organismo y por ende la cantidad de clorofila *a* por célula (Reynolds, 2006; Rivera-Monroy *et al.*, 2011). Con ello, cabe la posibilidad de obtener mayor abundancia fitoplanctónica sin que los niveles de clorofila *a* aumenten. Particularmente las diatomeas y dinoflagelados parecen haber respondido al aumento en la disponibilidad de luz en la Zona Oceánica aumentando su diversidad. Esto que sugiere que el número de especies adaptadas a condiciones marinas es mayor al de aquellas adaptadas a condiciones estuarinas y fluviales en el Golfo de Urabá. De hecho, dicha zona presenta un mayor número de géneros que las zonas con influencia fluvial y grandes aportes de nutrientes (Cloern *et al.*, 2014; Glibert, 2016; Reynolds, 2006). Los índices ecológicos asociados a la comunidad fitoplanctónica del Golfo de Urabá mostraron una mayor diversidad y riqueza en la temporada seca en comparación con la temporada húmeda (Tabla 10). Esto coincidió con los valores máximos de transparencia. Las correlaciones entre la transparencia, el número de géneros de diatomeas ($\rho= 0,552$, $p= 0,022$) y el número de géneros de dinoflagelados ($\rho=0,568$, $p=0,017$) fueron significativas,

sin embargo, el valor de $|\rho|$ fue $<0,7$ indicando que las variables tuvieron una relación de dependencia débil.

Las adaptaciones en los grupos fitoplanctónicos incluyen aquellas asociadas a los estrategias r (Bacillariales, Chaetocerales, Coscinodiscales, Thalassiosiriales, entre otros órdenes y algunas cianobacterias), lo que confiere una mejor adaptación a las condiciones de baja transparencia en la boca de ríos como el Atrato. Por el contrario, los estrategias K (como la mayoría de los dinoflagelados), tienen una capacidad menor de adaptación a estas condiciones (Cullen & MacIntyre, 1998; Glibert, 2016b; Margalef, 1972, 1978; Reynolds, 2006). Este fenómeno ecológico se evidenció en una mayor abundancia de dinoflagelados y mayor número de taxones presentes en la comunidad durante la temporada seca. La aparente relación inversa entre la abundancia y la riqueza de géneros fortalece la hipótesis que sugiere que la diversidad y la tasa de renovación son inversamente relacionadas en comunidades fitoplanctónicas (Glibert, 2016; Margalef, 1972). Este punto de vista hace interesante analizar el fitoplancton desde la perspectiva de la estrategia ecológica usada mayoritariamente por cada grupo y la tasa de recambio (diversidad beta) entre las comunidades en futuras investigaciones.

En coherencia con las variaciones de transparencia, al analizar el comportamiento de las comunidades entre zonas, los resultados mostraron una mayor riqueza de géneros en los sitios de menor influencia fluvial, *i.e.*, Zona Oceánica. Es decir, en las zonas Fluvial y Estuarina los diferentes géneros presentaron una mayor abundancia por taxon, pero menor riqueza. Sin embargo, en la Zona Oceánica se encontraron más géneros de fitoplancton, haciendo que la abundancia total de fitoplancton entre las zonas fuera muy similar. La salinidad en las zonas presentó una correlación positiva con la cantidad de géneros de diatomeas y dinoflagelados ($\rho= 0,649$, $p= 0,005$ y $\rho=588$, $p=0,013$), sin embargo $|\rho| <0.7$, por lo que se considera que la relación de dependencia entre las variables es débil.

La influencia de la salinidad se evidenció estadísticamente por su correlación significativa y fuerte con la concentración de clorofila a ($\rho= -0,946$; $p<0,001$), indicando un probable efecto sobre la productividad primaria. Ello sugiere que hay mayor productividad primaria en la Zona Fluvial, o a menor salinidad. De hecho, se observa una salinidad

estuarina en casi toda la columna de agua en esta zona, dejando de lado la estratificación vertical (Figura 7 b). La mezcla entre el mar Caribe y las descargas fluviales hacen del estuario un punto crítico para que se den floraciones algales (Jennerjahn, 2012; Lucas, Koseff, Cloern, *et al.*, 1999a,b), probablemente por la mayor presencia de géneros de cianobacterias como *Dolichospermum* que prefieren condiciones de baja salinidad para mejorar su productividad (Śliwińska-Wilczewska, Cieszyńska, Konik, Maculewicz, & Latała, 2019) y que, además, se ve favorecida por la concentración de nutrientes asociada a las descargas fluviales (Reynolds, 2006).

Los parámetros fisicoquímicos del agua limitaron la ocurrencia de dinoflagelados a las zonas Estuarina y Fluvial con abundancias <2000 cel./L en la temporada húmeda (Figura 21). Sin embargo, la cantidad de géneros encontrados en estas zonas fue menor a la encontrada en la Zona Oceánica, lo que indica que la boca del Golfo presentó una mayor diversidad de este grupo. Se encontró al género *Dinophysis*, reconocido por la producción de DSP, pero su abundancia no fue significativa dentro de la comunidad fitoplanctónica en la temporada húmeda (Figura 28b). En la temporada seca, se observó un incremento en la abundancia de Dinoflagelados, incluso en la Zona Fluvial, posiblemente por la disminución del caudal del río vinculada a la disminución de las lluvias, lo que permitió que estos organismos puedan aprovechar mejor los nutrientes. Pese a esto no se observó relación entre las variaciones espaciales y temporales en el Golfo de Uraba con la ocurrencia de los géneros potencialmente productores de FAN *Dinophysis*, *Prorocentrum* y *Pseudo-nitzschia* (Figuras 25, 26 y 27, Tabla 9).

Con respecto al género *Dinophysis* temporada seca favoreció el desarrollo de la población de *Dinophysis caudata* dentro del golfo, representando hasta el 30% de la abundancia de la comunidad de dinoflagelados en esta temporada climática. Es muy importante tener en cuenta que, pese al aumento en la densidad de esta especie potencialmente productora de biotoxinas, la cantidad de individuos encontrados continuó siendo baja, por lo que no representó ningún peligro para el estuario. Sin embargo, se requieren más estudios para determinar el impacto de estos organismos. También se encontró la presencia de la especie productora de biotoxinas *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima*, Esta especie parece

responder fuertemente a las actividades agrícolas en zonas aledañas al Golfo cuyos residuos agroquímicos alteran la composición de las comunidades fitoplanctónicas e influyen directamente en la producción de biotoxinas en géneros como *Pseudo-nitzschia* (Trainer *et al.*, 2012; Trainer *et al.*, 2002).

La presencia de los géneros de *Dinophysis* en la comunidad fitoplanctónica en el Golfo de Urabá coincide con reportes de este género en otros sitios del Caribe (Tabla 2; Mancera *et al.*, 2009), sin embargo, en el presente estudio no se encontraron eventos de FAN, más estudios son requeridos para identificar efectos nocivos que pueda estar causando estos dinoflagelados en el Golfo. Adicionalmente, Es muy probable que en el Caribe colombiano hayan sucedido eventos de FAN asociados *Dolichospermum* similares a la floración potencialmente nociva encontrada en el Golfo de Urabá, que debido a la reclasificación taxonómica que sufrió este género en las especies acuáticas (Wacklin *et al.*, 2009), estén reportados como floraciones de *Anabaena* (Salomón, Rivera-Rendon, Zapata. 2020). Uno de los efectos nocivos asociados a *Dolichospermum* incluyen mortandad de peces y aves (Tabla 2; Mancera *et al.*, 2009), sin embargo, en el presente estudio no se evidenciaron efectos nocivos durante los muestreos, ni características distintivas en la columna de agua, ni valores de oxígeno disuelto anormales.

Hipotetizamos que la floración de *Dolichospermum* encontrada puede estar asociada a fertilización de los suelos agrícolas en zonas aledañas durante la temporada húmeda y la escorrentía. Sin embargo, se requieren más estudios para comprender este fenómeno y su influencia en las especies que habitan el estuario. En contraste, durante la temporada seca, la comunidad presentó un mayor número de dinoflagelados y diatomeas potencialmente productoras de biotoxinas en comparación con las cianobacterias. Por otro lado, se encontraron altas concentraciones de *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima*, la abundancia de *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* y su alta proporción relativa al total de diatomeas durante la temporada seca podría interpretarse como señal de alerta sobre los niveles de la biotoxina AD en el estuario (Figura 29). Niveles altos de AD pueden producir intoxicaciones que afectan todos los niveles tróficos en los estuarios (McCabe *et al.*, 2016; Scholin *et al.*, 2000; Trainer *et al.*, 2012; Trainer *et al.*, 2007).

El AD fue determinado en todos los sitios de muestreo durante todas las temporadas (Figura 21). Los sitios ubicados en la desembocadura del río Atrato mostraron mayor concentración de AD. Esto puede ser explicado por la presencia de altos niveles de nitrógeno y la baja salinidad, que estimulan la producción y crecimiento de las poblaciones de *Pseudo-nitzschia* (Mckibben *et al.*, 2017; Pednekar *et al.*, 2018; Trainer *et al.*, 2009). La producción de AD también está ligada a la temperatura. La temporada húmeda presentó mayores temperaturas que la temporada seca, estimulando la producción de la biotoxina (Mckibben *et al.*, 2017; Pednekar *et al.*, 2018; Trainer *et al.*, 2009). En general los mayores niveles de AD reportados han sido en mediciones realizadas en bivalvos de hasta 610 mg AD g/L (Trainer *et al.*, 2012), por otro lado, los niveles de ácido domoico disuelto en agua realizados en otros estudios presentan concentraciones desde 2 hasta 220.000 pg/mL, encontrándose alto riesgo de toxicidad en valores superiores a los 10.000 pg/mL (Silver *et al.*, 2010b; Trainer *et al.*, 2012). Estos son valores de un orden de magnitud mayor a los encontrados en el Golfo (1.580 pg/mL), por que las concentraciones de AD encontradas en el área de estudio aparentemente no representan un riesgo de toxicidad (Figura 26).

Estudios adicionales son requeridos para determinar si la producción de AD está particularmente influenciada por alguna característica de las descargas fluviales al Golfo y para saber si las concentraciones halladas de la biotoxina tienen un impacto negativo en el estuario. Una revisión de muestras de agua tomadas en la Zona Fluvial durante la temporada húmeda en el 2016 y preservadas con formol, mostró abundancias de *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* superiores a 10^8 cel./L. La floración evidenciada en estas muestras, sumada a la abundancia de estas diatomeas encontrada en este estudio sugieren que existen riesgos potenciales en el estuario de presentar floraciones periódicas de esta especie tóxica.

La presencia de especies productoras de biotoxinas genera un impacto en la comunidad fitoplanctónica, si bien los factores fisicoquímicos juegan un rol fundamental, se observan variaciones en la diversidad significativas cuando suceden FAN. Los índices ecológicos (Tabla 10) y la poca cantidad de géneros presentes (Anexo II) en la comunidad fitoplanctónica durante la primera campaña de la temporada húmeda en comparación con las otras campañas, fueron el resultado de la disminución en la abundancia de la mayoría de

especies de diatomeas y dinoflagelados (Figuras 20 y 21) y, por otra parte, una fuerte dominancia de *Dolichospermum* sobre otros géneros, explicando los muy bajos valores del índice de Shannon y Simpson (1-D) de 0.2465 y 0.0876 obtenidos durante las floraciones. Este resultado y el bajo número de géneros encontrado durante la primera campaña en todas las muestras de abundancia (9) en comparación con los 17 géneros encontrados en los otros muestreos, indican que, cuando suceden floraciones, la riqueza fitoplanctónica se reduce significativamente, en comparación con lo que sucede durante los momentos en los que no hay floraciones, e los cambios en abundancia y cantidad de géneros presentan soportan lo encontrado en los índices de diversidad.

En ausencia de floraciones, los índices ecológicos presentan valores de diversidad normales, en un estuario (Moreno, 2010), asemejándose la diversidad del Golfo de Urabá a la de Bahía Taganga (Cardona, 2012), sin embargo, los índices indican una mayor diversidad en la comunidad fitoplanctónica durante la temporada seca, donde el valor del índice de Margalef de 3.098 en contraste con los valores de 0.166 1.385 obtenidos durante la húmeda, confirma que hay una mayor biodiversidad durante la temporada seca.

Es importante recordar que muchas de las sustancias producidas por las diatomeas y cianobacterias tóxicas tienen efectos en otros miembros de la comunidad fitoplanctónica, pues algunas biotoxinas como el AD sintetizado por *Pseudo-nitzschia* confieren ventajas en la captación de nutrientes, permitiendo que las especies productoras de estos metabolitos puedan aprovechar nutrientes de forma más eficiente que otros organismos fitoplanctónicos (Mckibben *et al.*, 2017; Trainer *et al.*, 2012; Trainer *et al.*, 2007; Wells *et al.*, 2015, 2005).

Los resultados de este proyecto reflejan que según los índices (Tabla 6), la diversidad del Golfo es menor cuando suceden FAN de *Dolichospermum* (Tabla 6, temporada húmeda, primera campaña), en comparación con la temporada seca. Adicionalmente durante la segunda campaña realizada en la temporada húmeda, *Pseudo-nitzschia* presentó una abundancia dominante respecto a otras diatomeas en la Zona Estuarina (Figura 25) y *Dinophysis* durante la temporada seca en la Zona Oceánica. Esto sugiere que el Golfo de Urabá posee una comunidad fitoplanctónica diversa y resiliente capaz de recuperarse de los efectos en la biodiversidad generados por las diferencias entre temporadas climáticas y los

procesos biológicos que se dan en el estuario asociados a los metabolitos secundarios de algunas especies dominantes o que existen procesos de sucesión de la comunidad fitoplanctónica en el Golfo.

Finalmente, sería interesante realizar un modelo que explique las dinámicas de las comunidades fitoplanctónicas en el Estuario y su relación con otros niveles tróficos (especialmente para las especies productoras de biotoxinas) y las características fisicoquímicas del estuario. Sin embargo, para ello, se requiere información sobre las interacciones con el fitoplancton, zooplancton, filtradores y peces. Un borrador conceptual de este modelo se muestra en la Figura 22.

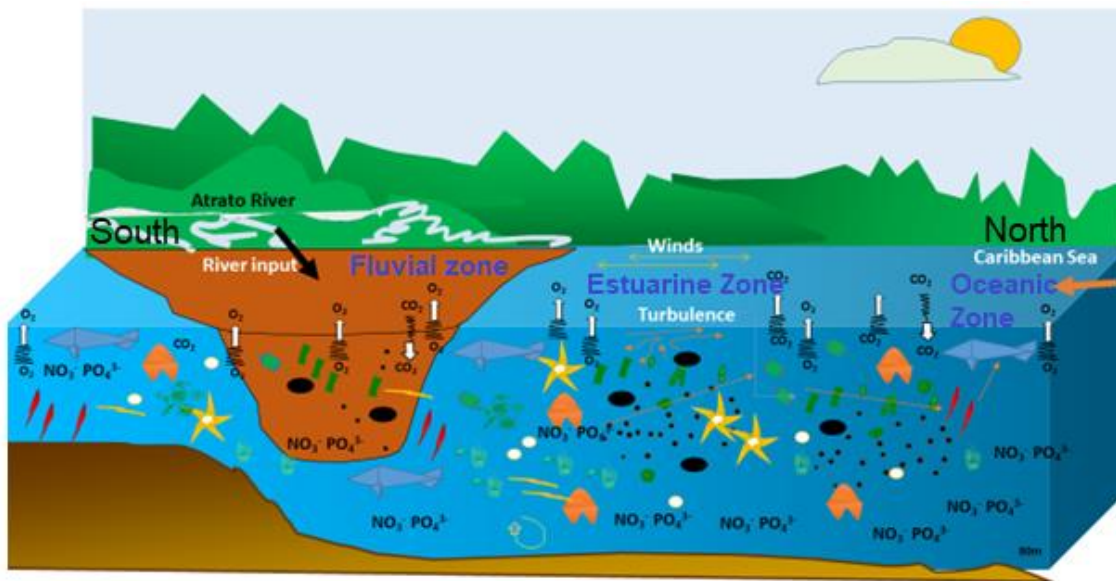


Figura 31 Modelo conceptual del Golfo de Urabá, en la imagen se observa la Zona Fluvial en la que los aportes fluviales son predominantes (color marrón), En esta zona el Golfo cuenta mayoritariamente con diatomeas, cianobacterias y cianofitas, posteriormente se encuentra la Zona Estuarina como punto de encuentro entre las aguas provenientes de la Zona Fluvial y la Zona Oceánica, lugar de encuentro con el mar Caribe. Se representan los procesos biológicos realizados por el fitoplancton con flechas blancas y la distribución de los nutrientes Nitrato (NO_3^-) y Fosfato (PO_4^{3-}). Elaboración propia

7. Conclusiones

La evidencia de este estudio sugiere la presencia permanente y zonificada de los géneros potencialmente productores de biotoxinas *Dolichospermum*, *Pseudo-nitzschia*, *Prorocentrum* y *Dinophysis* en el Golfo de Urabá. El aumento en la salinidad favoreció la ocurrencia de *Prorocentrum* en la Zona Oceánica durante la temporada seca. El aumento en la concentración de nitrato durante la temporada húmeda favoreció la abundancia de *Pseudo-nitzschia* spp en la Zona Fluvial.

Pseudo-nitzschia y *Dinophysis* estuvieron siempre presentes en todas las zonas. La abundancia de *Pseudo-nitzschia* y *Dolichospermum* creció con relación a la de *Dinophysis* durante la temporada húmeda, particularmente en la Zona Fluvial.

En el Golfo de Urabá se presentaron dos floraciones algales potencialmente nocivas asociadas a los géneros *Pseudo-nitzschia* y *Dolichospermum* durante la temporada húmeda, pero se requieren más estudios para determinar sus efectos en el ecosistema.

La mayor riqueza de diatomeas y cianobacterias se encontró en la Zona Oceánica y la mayor abundancia en la Zona Fluvial. Se encontró proporcionalidad entre la abundancia, fósforo y sílice, pero sin correlaciones estadísticas significativas. Según los índices ecológicos, la diversidad de la comunidad fitoplanctónica fue mayor durante la temporada seca que durante húmeda, porque en esta última ocurrió una floración.

Se sugiere continuar con monitoreo de *Pseudo-nitzschia*, ácido domoico y producción de microcistinas de *Dolichospermum* como insumo para la evaluación del nivel del riesgo de posibles eventos tóxicos. Se recomiendan estudios de ciclaje biogeoquímico para explicar apropiadamente la transferencia de nutrientes entre compartimientos ambientales y su efecto en la comunidad fitoplanctónica.

Los resultados de este trabajo demuestran la presencia de organismos potencialmente productores de biotoxinas en la comunidad fitoplanctónica. Sin embargo, esto no significa que existan daños al ecosistema, para ello se requieren más estudios que permitan determinar sus efectos.

8. Recomendaciones y comentarios

Se sugiere contar con equipos de trabajo por Zonas para poder tomar las muestras en horarios más cercanos y realizar más de un muestreo durante el día para incluir la variabilidad horaria en los resultados, lo que en compañía del arrastre vertical realizado ayudara a comprender mejor la movilidad del fitoplancton en la columna de agua. Adicionalmente realizar tomas de muestras para analizar organismos fitoplanctónicos asociados al sedimento.

Sería interesante realizar la medición de microcistinas en las diferentes Zonas del Golfo, si bien debido a los recursos con los que contaba este proyecto no se pudo realizar, esta información es importante para caracterizar mejor las floraciones de cianobacterias como *Dolichospermum*. En futuros trabajos se podrían realizar mediciones de concentración de ácido domoico y otras biotoxinas en organismos pertenecientes a niveles tróficos superiores como filtradores, esto con el fin de visualizar si existe bioacumulación de biotoxinas o efectos nocivos asociados a estas en el Golfo de Urabá.

Realizar experimentos para determinar la productividad primaria y la biomasa fitoplanctónica disponible sería interesante para alimentar la discusión de los resultados encontrados en el presente estudio y comprender mejor la productividad primaria del Golfo de Urabá. Adicionalmente calcular índices ecológicos como la diversidad beta o distancias de Bray-Curtis podrá ayudar a comprender mejor como cambia la diversidad en el Golfo.

En el caso de futuros estudios que consideren el mismo número de variables se sugiere como paso a seguir. Realizar más repeticiones para ejecutar pruebas estadísticas como Permanova y análisis canónicos, que requieren muchas más repeticiones que las realizadas para ser ejecutados efectivamente.

Este trabajo representa una base de lo que podría suceder durante un ciclo temporada húmeda-seca, sin embargo, para describir mejor las temporadas se requiere información tomada con mayor frecuencia (p.e. mensual) y durante más años. Continuar con el estudio de la comunidad fitoplanctónica del Golfo de Urabá permitirá comprender a mayor detalle

la dinámica que presentan las comunidades fitoplanctónicas y las microalgas productoras de biotoxinas.

9. Bibliografía

- Affe, H. M. de J., Menezes, M., & Nunes, J. M. de C. (2018). Microphytoplankton in a tropical oligotrophic estuarine system: spatial variations and tidal cycles. *Brazilian Journal of Botany*, 41(2), 337–349. <https://doi.org/10.1007/s40415-018-0447-y>
- Alvarez, R. (1999). Tres brotes de ictiosarcototoxicosis por ingestión de *Sphyraena barracuda* (Walbaum) y *Seriola zonata* (Mitchill) en el Caribe de Colombia. *Biomédica*, 19(1), 35-38. <https://doi.org/10.7705/biomedica.v19i1.1005>
- Anderson, D. M., Glibert, P. M., & Burkholder, J. M. (2002). Nutrient sources, harmful algal blooms and eutrophication: composition, and consequences. *Estuaries*, 25, 704-726. <https://doi.org/10.1007/BF02804901>
- Arteaga Sogamoso, E., & Perdomo Trujillo, L. V. (2016). Distribution, abundance and frequency of potential toxigenic phytoplankton of the Colombian pacific basin. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 45(1), 135-148.
- Ávila, A., & Aguillaume, L. (2017). Monitorización y tendencias de la deposición de N en España, incluyendo polvo sahariano. *Revista Ecosistemas*, 26(1), 16-24. <https://doi.org/10.7818/RE.2014.26-1.00>
- Barton, A. D., Irwin, A. J., Finkel, Z. V., & Stock, C. A. (2016). Anthropogenic climate change drives shift and shuffle in North Atlantic phytoplankton communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(11), 2964-2969. <https://doi.org/10.1073/pnas.1519080113>
- Bauer, J. E., Cai, W. J., Raymond, P. A., Bianchi, T. S., Hopkinson, C. S., & Regnier, P. A. (2013). The changing carbon cycle of the coastal ocean. *Nature*, 504(7478), 61-70. <https://doi.org/10.1038/nature12857>
- Benson, B. B., & Krause Jr, D. (1984). The concentration and isotopic fractionation of oxygen dissolved in freshwater and seawater in equilibrium with the atmosphere 1.

Limnology and oceanography, 29(3), 620-632.
<https://doi.org/10.4319/lo.1984.29.3.0620>

Benson, B. B., Krause, D., & Peterson, M. A. (1979). The solubility and isotopic fractionation of gases in dilute aqueous solution. I. Oxygen. *Journal of Solution Chemistry*, 8(9), 655-690. <https://doi.org/10.1007/bf01033696>

Bergeron, M., & Tremblay, J. É. (2014). Shifts in biological productivity inferred from nutrient drawdown in the southern Beaufort Sea (2003–2011) and northern Baffin Bay (1997–2011), Canadian Arctic. *Geophysical Research Letters*, 41(11), 3979-3987. <https://doi.org/10.1002/2014GL059649>

Bernal, G., Montoya, L. J., Garizábal, C., & Toro, M. (2005). La complejidad de la dimensión física en la problemática costera del Golfo de Urabá, Colombia. *Gestión y ambiente*, 8(1), 123-135.

Blanco-Libreros, J. F. (2016). Global changes in Gulf of Urabá mangroves (Colombia): between the changing coastline and the expanding agricultural frontier. *Actualidades Biológicas*, 38(104), 53-70. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v38n104a06>

Brenes Rodríguez, C. L., Benavides Morera, R., & Loza Álvarez, S. (2017). Descripción de la distribución espacial de la clorofila a, temperatura y salinidad en la plataforma y el talud continentales del Caribe centroamericano. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*, 9(1), 41. <https://doi.org/10.15359/revmar.9-1.3>

Calvo Vargas, E., Berrocal Artavia, K., & Boza Abarca, J. (2016). Floraciones algales nocivas durante el periodo 2008-2010 en el Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*, 8(1), 129. <https://doi.org/10.15359/revmar.8-1.9>

Carstensen, J., Klais, R., & Cloern, J. E. (2015). Phytoplankton blooms in estuarine and coastal waters: Seasonal patterns and key species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 162, 98-109. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.005>

- Carstensen, J., Henriksen, P., & Heiskanen, A. S. (2007). Summer algal blooms in shallow estuaries: definition, mechanisms, and link to eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 52(1), 370-384.. <https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.1.0370>
- Castro, A. (2007). Epidemiología de las enfermedades transmitidas por alimentos a través de los productos pesqueros. *La Habana, V Taller Internacional Pesca*.
- Cárdenas García, A. C. (2012). Variación espacio-temporal de la comunidad fitoplanctónica en la bahía de Taganga, Caribe colombiano (*Doctoral dissertation, Universidad del Magdalena*).
- Chan, I. O., Tsang, V. W., Chu, K. K., Leung, S. K., Lam, M. H., Lau, T. C., ... & Wu, R. S. (2007). Solid-phase extraction-fluorimetric high performance liquid chromatographic determination of domoic acid in natural seawater mediated by an amorphous titania sorbent. *Analytica chimica acta*, 583(1), 111-117.. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2006.09.063>
- Chevillot, P., Molina Márquez, A., Giraldo Ospina, L., & Molina Márquez, C. (1993). Estudio geológico e hidrológico del Golfo de Urabá. *Boletín científico CIOH*, (14), 79-90. https://doi.org/10.26640/01200542.14.79_90
- Chollett, I., Mumby, P. J., Müller-Karger, F. E., & Hu, C. (2012). Physical environments of the Caribbean Sea. *Limnology and Oceanography*, 57(4), 1233-1244. <https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.4.1233>
- Cloern, J. E. (1996). Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystems: a review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay, California. *Reviews of Geophysics*, 34(2), 127-168. <https://doi.org/10.1029/96RG00986>
- Cloern, J. E., Foster, S. Q., & Kleckner, A. E. (2014). Phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems. *Biogeosciences*, 11(9), 2477-2501. <https://doi.org/10.5194/bg-11-2477-2014>

- Cochran, J. K., Bokuniewicz, H. J., & Yager, P. L. (2019). *Encyclopedia of Ocean Sciences*. Academic Press.
- Costa, L. S., Huszar, V. L. M., & Ovalle, A. R. (2009). Phytoplankton Functional Groups in a Tropical Estuary: Hydrological Control and Nutrient Limitation. *Estuaries and Coasts*, 32(3), 508–521. <https://doi.org/10.1007/s12237-009-9142-3>
- Cushman-Roisin, B., & Beckers, J. M. (2011). *Introduction to geophysical fluid dynamics: physical and numerical aspects*. Academic press. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-088759-0.00004-3>
- Cullen, J. J., & MacIntyre, J. G. (1998). Behavior, physiology and the niche of depth-regulating phytoplankton. *Nato Asi Series G Ecological Sciences*, 41, 559-580.. Recuperado de <http://cmore.soest.hawaii.edu/summercourse/2007/documents/Cullen-MacIntyre-NATO98.pdf>
- Dalrymple, R. W., Zaitlin, B. A., & Boyd, R. (1992). Estuarine facies models; conceptual basis and stratigraphic implications. *Journal of Sedimentary Research*, 62(6), 1130-1146. <https://doi.org/10.1306/D4267A69-2B26-11D7-8648000102C1865D>
- De La Hoz Aristizábal, M. V. (2004). Phytoplankton dynamics in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 33(1), 159-179. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0122-97612004000100009
- Delia, A. S., Caruso, G., Melcarne, L., Caruso, G., Parisi, S., & Laganà, P. (2015). Biological toxins from marine and freshwater microalgae. In *Microbial toxins and related contamination in the food industry* (pp. 13-55). Springer, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-20559-5>
- Dogliotti, A. I. (2007). Estimación de la biomasa fitoplanctónica mediante el sensoramiento remoto del color del mar y datos de campo en la Plataforma Continental Patagónica

(Doctoral dissertation, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales).

Dugdale, R., Wilkerson, F., Parker, A. E., Marchi, A., & Taberski, K. (2012). River flow and ammonium discharge determine spring phytoplankton blooms in an urbanized estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *115*, 187-199.. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.08.025>

Escobar, C. A. (2011). Relevancia de procesos costeros en la hidrodinámica del Golfo de Urabá (Caribe Colombiano). *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, *40*(2), 327–346. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2011.40.2.114>

Farji-Brener, A. G. (2007). Ser o no ser director, esa es la cuestión: reflexiones sobre cómo (no) debería ser el desarrollo de una tesis doctoral. *Ecología Austral*, *17*(2), 287-292.

Farji-Brener, A. G. (2004). ¿ Son hipótesis las hipótesis estadísticas? *Ecología austral*, *14*(2), 201-203.

Farji-Brener, A. G. (2003). Uso correcto, parcial e incorrecto de los términos " hipótesis " y " predicciones " en ecología. *Ecología Austral*, *13*(2), 223-227. <https://doi.org/10.25260/ea.18.28.3.0.706>

Fire, S. E., Wang, Z., Berman, M., Langlois, G. W., Morton, S. L., Sekula-Wood, E., & Benitez-Nelson, C. R. (2010). Trophic Transfer of the Harmful Algal Toxin Domoic Acid as a Cause of Death in a Minke Whale (*Balaenoptera acutorostrata*) Stranding in Southern California. *Aquatic Mammals*, *36*(4). <https://doi.org/10.1578/AM.36.4.2010.342>

Franco-Herrera, A., Castro, L., & Tigreros, P. (2006). Plankton dynamics in the South-Central Caribbean Sea: strong seasonal changes in a Coastal Tropical System. *Caribbean Journal of Science*, *42*(1), 24. <https://doi.org/10.18475/cjos.v44i3.a11>

François, Y., García, C., Cesaraccio, M., & Rojas, X. (2007). El paisaje en el Golfo. 75-127. *Atlas del Golfo de Urabá: una mirada al Caribe de Antioquia y Chocó*. Instituto de

Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR y Gobernación de Antioquia, Santa Marta. Recuperado de:

http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000107&pid=S0122-9761201100020000600008&lng=en

García-Valencia, C. (2007). *Atlas del Golfo de Urabá: una mirada al Caribe de Antioquia y Chocó*. Invemar. Recuperado de <https://www.oceandocs.org/handle/1834/5917>

Glibert, P. M. (2016). Margalef revisited: a new phytoplankton mandala incorporating twelve dimensions, including nutritional physiology. *Harmful Algae*, 55, 25-30. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.01.008>

Guinder, V. A. (2011). Dinámica del fitoplancton en el Estuario de Bahía Blanca y su relación con las variables ambientales en el marco del cambio climático global. (*Doctoral dissertation, Universidad Nacional del Sur*)

Guiry, M. D., & Guiry, G. M. (2019). AlgaeBase. World-wide electronic publication. Recuperado el 2 de septiembre de 2019, de National University of Ireland, Galway website: <https://www.algaebase.org>

Hallegraeff, G. M. (2003). Harmful algal blooms: a global overview. *Manual on harmful marine microalgae*, 33, 1-22.

Hallegraeff, G. M. (1993). A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*, 32(2), 79-99. <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-32-2-79.1>

Hattenrath, T. K., Anderson, D. M., & Gobler, C. J. (2010). The influence of anthropogenic nitrogen loading and meteorological conditions on the dynamics and toxicity of *Alexandrium fundyense* blooms in a New York (USA) estuary. *Harmful Algae*, 9(4), 402-412. <https://doi.org/10.1016/J.HAL.2010.02.003>

Hernández-Becerril, D. U. (2014). Biodiversidad de algas planctónicas marinas (Cyanobacteria, Prasinophyceae, Euglenophyta, Chrysophyceae, Dictyochophyceae,

- Eustigmatophyceae, Parmophyceae, Raphidophyceae, Bacillariophyta, Cryptophyta, Haptophyta, Dinoflagellata) en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85, S44-S53. <https://doi.org/10.7550/rmb.32037>
- Herrera, A. F., & Sierra, E. A. T. (2007). La comunidad fitoplanctónica en el evento de surgencia frente al mar Caribe Centro Colombiano. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 10(1), 159-172. <https://doi.org/10.31910/rudca.v10.n1.2007.578>
- Hiolski, E. M., Ito, S., Beggs, J. M., Lefebvre, K. A., Litke, A. M., & Smith, D. R. (2016). Domoic acid disrupts the activity and connectivity of neuronal networks in organotypic brain slice cultures. *Neurotoxicology*, 56, 215-224.. <https://doi.org/10.1016/j.neuro.2016.08.004>
- Heisler, J., Glibert, P. M., Burkholder, J. M., Anderson, D. M., Cochlan, W., Dennison, W. C., ... & Lewitus, A. (2008). Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful algae*, 8(1), 3-13. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.006>
- Howard, M. D. A., Cochlan, W. P., Ladizinsky, N., & Kudela, R. M. (2007). Nitrogenous preference of toxigenic *Pseudo-nitzschia australis* (Bacillariophyceae) from field and laboratory experiments. *Harmful Algae*, 6(2), 206-217. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2006.06.003>
- Horwitz, W., & Latimer Jr, G. (2006). Association of Official Analytical Chemists–AOAC. *Official methods of analysis of AOAC International. 18th ed. Gaithersburg: AOAC International*. Recuperado de <https://www.worldcat.org/title/official-methods-of-analysis-of-aoac-international/oclc/1085712083>
- Huete-Ortega, M., Calvo-Díaz, A., Graña, R., Mouriño-Carballido, B., & Marañón, E. (2011). Effect of environmental forcing on the biomass, production and growth rate of size-fractionated phytoplankton in the central Atlantic Ocean. *Journal of Marine Systems*, 88(2), 203-213. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2011.04.007>

- INVEMAR (2018). *Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia*. Serie de Publicaciones Periódicas No 3. *Informe Técnico*
- INVEMAR. (2019), Espinosa L & Garcés O (ed). .. *Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos. Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDCAM: INVEMAR, MinAmbiente, CORALINA, CORPOGUAJIRA, CORPAMAG, CRA, CARDIQUE, CARSUCRE, CVS, CORPOURABÁ, CODECHOCÓ, CVC, CRC y CORPONARIÑO*. Serie de Publicaciones Periódicas No. 4.. *Informe técnico 2018*
- Jakobsen, H. H., Blanda, E., Staehr, P. A., Højgård, J. K., Rayner, T. A., Pedersen, M. F., ... & Hansen, B. W. (2015). Development of phytoplankton communities: implications of nutrient injections on phytoplankton composition, pH and ecosystem production. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 473, 81-89. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2015.08.011>
- Jimenez G.A., Campillo L.L. (2019) Caracterización termohalina de las masas de agua en el Golfo de Urabá. Caso específico desembocaduras del Río León y el Río Atrato. (Bachelor Dissertation. Universidad de Antioquía. Facultad de ingeniería)
- Jennerjahn, T. C. (2012). Biogeochemical response of tropical coastal systems to present and past environmental change. *Earth-Science Reviews*, 114(1-2), 19-41. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2012.04.005>
- Jonson, J. E., Borken-Kleefeld, J., Simpson, D., Nyíri, A., Posch, M., & Heyes, C. (2017). Impact of excess NOx emissions from diesel cars on air quality, public health and eutrophication in Europe. *Environmental Research Letters*, 12(9), 094017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8850>
- Kleivdal, H., Kristiansen, S. I., Nilsen, M. V., Goksyr, A., Briggs, L., Holland, P., & McNabb, P. (2007). Determination of Domoic Acid Toxins in Shellfish by Biosense ASP ELISAA Direct Competitive Enzyme-Linked Immunosorbent Assay: Collaborative

Study. *Journal of AOAC International*, 90(4), 1011-1027.
<https://doi.org/10.1093/jaoac/90.4.1011>

Kuehl, L., & Troelstrup Jr, N. H. (2013). Relationships between net primary production, water transparency, chlorophyll a, and total phosphorus in Oak Lake, Brookings county, South Dakota. In *Proceedings of the South Dakota Academy of Science* (Vol. 92, p. 67).

La Barbera-Sánchez, A., Gamboa, J., Castillo, Y., & Rojas, L. (2008). Informe de Venezuela. En J. E. 2008. Mancera (Ed.), *IOC Regional Science Planning Workshop on Harmful algal Bloom IOCARIBE ANCA IV*. Recuperado de https://www.researchgate.net/profile/Brigitte_Gavio2/publication/236017516_Floraciones_algales_nocivas_intoxicacion_por_microalgas_e_impactos_en_el_desarrollo_regional_el_caso_de_San_Andres_isla_Caribe_colombiano/links/00b7d515c39209e202000000.pdf IOC

Lara-Rodríguez, R., Velásquez-Arenas, R., Troccoli-Ghinaglia, L., Hernandez, D., & Lemus, M. (2015). Variación temporal de las variables físico-químicas y biomasa fitoplanctónica en aguas superficiales de la zona costera de Chacopata, NE Venezuela (Mar Caribe). *Revista de biología marina y oceanografía*, 50(2), 367-373.
<https://doi.org/10.4067/S0718-19572015000300015>

Lee, R. E. (2018). *Phycology*. Cambridge University Press.

Lozano-Duque, Y., Vidal, L. A., & Gabriel, R. N. S. (2011). Lista de especies de dinoflagelados (Dinophyta) registrados en el mar Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 40(2), 361–380.
<https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2011.40.2.116>

Lucas, L. V., Koseff, J. R., Cloern, J. E., Monismith, S. G., & Thompson, J. K. (1999a). Processes governing phytoplankton blooms in estuaries. I: The local production-loss balance. *Marine Ecology Progress Series*, 187, 1-15.
<https://doi.org/10.3354/meps187001>

- Lucas, L. V., Koseff, J. R., Monismith, S. G., Cloern, J. E., & Thompson, J. K. (1999b). Processes governing phytoplankton blooms in estuaries. II: The role of horizontal transport. *Marine Ecology Progress Series*, 187, 17-30.. <https://doi.org/10.3354/meps187017>
- Lui, H. K., & Chen, C. T. A. (2012, mayo 1). The nonlinear relationship between nutrient ratios and salinity in estuarine ecosystems: Implications for management. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, Vol. 4, pp. 227–232. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.03.002>
- Lundholm, N., Moestrup, Ø., Hasle, G. R., & Hoef-Emden, K. (2003). A study of the Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima/cuspidata complex (Bacillariophyceae): What is P. pseudodelicatissima?. *Journal of phycology*, 39(4), 797-813. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2003.02031.x>
- Mahoney, P. C., & Bishop, M. J. (2017). Assessing risk of estuarine ecosystem collapse. *Ocean & Coastal Management*, 140, 46–58. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.02.021>
- Mallin, M. A., Paerl, H. W., Rudek, J., & Bates, P. W. (1993). Regulation of estuarine primary production by watershed rainfall and river flow. *Marine Ecology-Progress Series*, 93, 199-199. <https://doi.org/10.3354/meps093199>
- Mancera-Pineda, J. E., Gavio, B., & Arencibia-Carballo, G. (2009). Floraciones Algales Nocivas, Intoxicación por Microalgas e Impactos en el Desarrollo Regional: El Caso de San Andrés Isla, Caribe Colombiano. *Cuadernos del Caribe*, 7(13), 46–62. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0886-1>
- Margalef, R. (1972). Regularidades en la distribución de la diversidad del fitoplancton en un área del mar caribe. *Investigacion pesquera*, 36(2), 241–264.

- Margalef, R. (1978). Phytoplankton communities in upwelling areas. The example of NW Africa. *Oecologia aquatica*, 3(3). Recuperado de <http://revistes.ub.edu/index.php/oecologiaaquatica/article/viewFile/26943/27996>
- Marone, L., & Galetto, L. (2011). El doble papel de las hipótesis en la investigación ecológica y su relación con el método hipotético-deductivo. *Ecología austral*, 21(2), 201-216.
- Maucher, J. M., & Ramsdell, J. S. (2005). Domoic acid transfer to milk: evaluation of a potential route of neonatal exposure. *Environmental Health Perspectives*, 113(4), 461-464. <https://doi.org/10.1289/ehp.7649>
- McCabe, R. M., Hickey, B. M., Kudela, R. M., Lefebvre, K. A., Adams, N. G., Bill, B. D., ... & Trainer, V. L. (2016). An unprecedented coastwide toxic algal bloom linked to anomalous ocean conditions. *Geophysical Research Letters*, 43(19), 10-366. <https://doi.org/10.1002/2016GL070023>
- McKibben, S. M., Peterson, W., Wood, A. M., Trainer, V. L., Hunter, M., & White, A. E. (2017). Climatic regulation of the neurotoxin domoic acid. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(2), 239-244. <https://doi.org/10.1073/pnas.1606798114>
- MINISTERIO DE SALUD. Decreto No. 1594: Título I - Ley 9 de 1979; Capítulo II -Título VI -Parte III-Libro II; Título III -Parte III -Libro I-Decreto Ley 2811/1974. República de Colombia. Bogotá; 1984;IV. p. 9-14.
- Molina Márquez, A., Molina Márquez, C., & Chevillot, P. (1992). La percepción remota aplicada para determinar la circulación de las aguas superficiales del Golfo de Urabá y las variaciones de su línea de costa. *Boletín Científico CIOH*, (11), 43-58. https://doi.org/10.26640/01200542.11.43_58
- Montoya Jaramillo, L. J. (2010). Dinámica oceanográfica del Golfo de Urabá y su relación con los patrones de dispersión de contaminantes y sedimentos. *Escuela de Geociencias y Medio Ambiente*.

- Montoya, L. J., & Toro, M. (2006). Calibración de un modelo hidrodinámico para el estudio de los patrones de circulación en el Golfo de Urabá, Colombia. *Avances en recursos hidráulicos*, (13), 37–54. Recuperado de: <https://revistas.unal.edu.co/index.php/arh/article/view/9338>
- Montoya, L. J., Toro-Botero, F. M., & Gomez-Giraldo, A. (2017). Study of Atrato river plume in a tropical estuary: Effects of the wind and tidal regime on the Gulf of Uraba, Colombia. *Dyna*, 84(200), 367-375. <https://doi.org/10.15446/dyna.v84n200.55040>
- . Moreno, C. E. (2000). *Métodos para medir la biodiversidad. Volumen I*. Manuales y tesis SEA.
- Moreno, D. P., Quintero, J., & López, A. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *Contactos*, 78, 25-33.
- Müller-Karger, F. E., McClain, C. R., Fisher, T. R., Esaias, W. E., & Varela, R. (1989). Pigment distribution in the Caribbean Sea: Observations from space. *Progress in Oceanography*, 23(1), 23-64. [https://doi.org/10.1016/0079-6611\(89\)90024-4](https://doi.org/10.1016/0079-6611(89)90024-4)
- Muylaert, K., & Sabbe, K. (1999). Spring phytoplankton assemblages in and around the maximum turbidity zone of the estuaries of the Elbe (Germany), the Schelde (Belgium/The Netherlands) and the Gironde (France). *Journal of Marine Systems*, 22(2-3), 133-149. [https://doi.org/10.1016/S0924-7963\(99\)00037-8](https://doi.org/10.1016/S0924-7963(99)00037-8)
- Naustvoll, L. J., Gustad, E., & Dahl, E. (2012). Monitoring of Dinophysis species and diarrhetic shellfish toxins in Flødevigen Bay, Norway: inter-annual variability over a 25-year time-series. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 29(10), 1605-1615. <https://doi.org/10.1080/19440049.2012.714908>
- Oliva-Martínez, M. G., Godínez-Ortega, J. L., & Zuñiga-Ramos, C. A. (2014). Biodiversidad del fitoplancton de aguas continentales en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85, 54-61. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2014.5.1087>

- Orlova, T. Y., Morozova, T. V., Gribble, K. E., Kulis, D. M., & Anderson, D. M. (2004). Dinoflagellate cysts in recent marine sediments from the east coast of Russia. *Botanica Marina*, 47(3), 184-201.
- Pascaud, A., Sauvage, S., Coddeville, P., Nicolas, M., Croisé, L., Mezdour, A., & Probst, A. (2016). Contrasted spatial and long-term trends in precipitation chemistry and deposition fluxes at rural stations in France. *Atmospheric Environment*, 146, 28-43. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2016.05.019>
- Pednekar, S. M., Bates, S. S., Kerkar, V., & Matondkar, S. P. (2018). Environmental factors affecting the distribution of Pseudo-nitzschia in two monsoonal estuaries of western India and effects of salinity on growth and domoic acid production by P. pungens. *Estuaries and Coasts*, 41(5), 1448-1462. <https://doi.org/10.1007/s12237-018-0366-y>
- Perez-Gomez, A., & Tasker, R. A. (2012). Enhanced neurogenesis in organotypic cultures of rat hippocampus after transient subfield-selective excitotoxic insult induced by domoic acid. *Neuroscience*, 208, 97-108. <https://doi.org/10.1016/j.neuroscience.2012.02.003>
- Peterson, W., Wood, A. M., Trainer, V. L., Hunter, M., & White, A. E. (2017). Climatic regulation of the neurotoxin domoic acid. 114(2). <https://doi.org/10.1073/pnas.1606798114>
- Pettersen, R., Johnsen, G., Berge, J., & Hovland, E. K. (2011). Phytoplankton chemotaxonomy in waters around the Svalbard archipelago reveals high amounts of Chl b and presence of gyroxanthin-diester. *Polar biology*, 34(5), 627-63. <https://doi.org/10.1007/s00300-010-0917-6>
- Piletska, E. V., Villoslada, F. N., Chianella, I., Bossi, A., Karim, K., Whitcombe, M. J., ... & Ramsdell, J. S. (2008). Extraction of domoic acid from seawater and urine using a resin based on 2-(trifluoromethyl) acrylic acid. *Analytica chimica acta*, 610(1), 35-43. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2008.01.032>

- Quinlan, E. L., & Phlips, E. J. (2007). Phytoplankton assemblages across the marine to low-salinity transition zone in a blackwater dominated estuary. *Journal of Plankton Research*, 29(5), 401-416. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbm024>
- Ramírez-Barón, J. S., Franco-Herrera, A., García-Hoyos, L. M., & López, D. A. (2010). La comunidad fitoplanctónica durante eventos de surgencia y no surgencia, en la zona costera del Departamento del Magdalena, Caribe colombiano. *Bol . Invest . Mar . Cost .* 39 (2) 233-263.
- Rangel, L., & Vidal, L. (2008). Fitoplancton nocivo y toxico presente en las aguas de lastre de los buques que arriban al Puerto de Santa Marta, Caribe colombiano. *Boletín científico CIOH*, (26), 179-186. https://doi.org/10.26640/01200542.26.179_186
- Reed, M. L., Pinckney, J. L., Keppler, C. J., Brock, L. M., Hogan, S. B., & Greenfield, D. I. (2016). The influence of nitrogen and phosphorus on phytoplankton growth and assemblage composition in four coastal, southeastern USA systems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 177, 71-82. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.05.002>
- Reynolds, C. S. (2006). *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542145>
- Rice, E. W., Baird, R. B., Eaton, A. D., & Clesceri, L. S. (2012). Standard methods for the examination of water and wastewater. *Washington: APHA, AWWA, WPCR, 1496*. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(82\)90249-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(82)90249-4)
- Ringuet, S., & Mackenzie, F. T. (2005). Controls on nutrient and phytoplankton dynamics during normal flow and storm runoff conditions, southern Kaneohe Bay, Hawaii. *Estuaries*, 28(3), 327-337. <https://doi.org/10.1007/BF02693916>.
- Rivera-Monroy, V. H., Twilley, R. R., Mancera-Pineda, J. E., Madden, C. J., Alcantara-Eguren, A., Moser, E. B., ... Restrepo, J. (2010). *Salinity and Chlorophyll a as Performance Measures to Rehabilitate a Mangrove-Dominated Deltaic Coastal Region:*

the Ciénaga Grande de Santa Marta–Pajarales Lagoon Complex, Colombia. Estuaries and Coasts, 34(1), 1–19. doi:10.1007/s12237-010-9353-7

Roldán, P. (2008). Modelamiento del patrón de circulación de la bahía Colombia, Golfo de Urabá. Implicaciones para el transporte de sedimentos. (*Magister Dissertation, Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Minas*).

Rúa, A., Liebezeit, G., Molina, R., & Palacio, J. (2016). Unmixing progradational sediments in a southwestern Caribbean gulf through late Holocene: backwash of low-level atmospheric jets. *Journal of Coastal Research*, 32(2), 397-407. <https://doi.org/10.2112/jcoastres-d-14-00216.1>

Rüggeberg, A., Flögel, S., Dullo, W. C., Hissmann, K., & Freiwald, A. (2011). Water mass characteristics and sill dynamics in a subpolar cold-water coral reef setting at Stjærnsund, northern Norway. *Marine Geology*, 282(1-2), 5-12.

Sar, E. A., Ferrario, M. E., & Reguera, B. (2002). *Floraciones algales nocivas en el Cono Sur Americano* (No. 589.3098 S2). Instituto Española de Oceanografía.

Salomón, S., Rivera-Rondón, C. A., & Zapata, Á. M. (2020). Floraciones de cianobacterias en Colombia: estado del conocimiento y necesidades de investigación ante el cambio global. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 44(171), 376-391.

Schlesinger, W. H., & Bernhardt, E. S. (2013). *Biogeochemistry: an analysis of global change*. Waltham, MA <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-385874-0.00010-8>.

Scholin, C. A., Gulland, F., Doucette, G. J., Benson, S., Busman, M., Chavez, F. P., ... & Haulena, M. (2000). Mortality of sea lions along the central California coast linked to a toxic diatom bloom. *Nature*, 403(6765), 80-84., 403(6765), 80–84. <https://doi.org/10.1038/47481>

- Silver, M. W., Bargu, S., Coale, S. L., Benitez-Nelson, C. R., Garcia, A. C., Roberts, K. J., ... & Coale, K. H. (2010). Toxic diatoms and domoic acid in natural and iron enriched waters of the oceanic Pacific. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(48), 20762-20767. <https://doi.org/10.1073/pnas.1006968107>
- Śliwińska-Wilczewska, S., Cieszyńska, A., Konik, M., Maculewicz, J., & Latała, A. (2019). Environmental drivers of bloom-forming cyanobacteria in the Baltic Sea: Effects of salinity, temperature, and irradiance. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 219, 139-150. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.01.016>
- Smayda, T. J. (1997). What is a bloom? A commentary. *Limnology and Oceanography*, 42(5part2), 1132-1136. https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.5_part_2.1132
- Statham, P. J. (2012). Nutrients in estuaries — An overview and the potential impacts of climate change. *Science of The Total Environment*, 434, 213–227. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2011.09.088>
- Suárez Villalba, V., Franco Herrera, A., & Cañón Páez, M. L. (2007). El microfitoplancton en los principales muelles de la Bahía de Cartagena, Caribe colombiano, vectores posibles de floraciones microalgales. *Boletín Científico CIOH*, (25), 135-149.
- Taborda, A. (2008). Cambios de la cobertura del suelo en la cuenca baja del río Turbo entre 1960 y 2007, departamento de Antioquia, Golfo de Urabá, Caribe colombiano. *CORPOURABÁ. Informe técnico*.
- Telesh, I. V., & Khlebovich, V. V. (2010). Principal processes within the estuarine salinity gradient: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 61(4-6), 149-155. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.02.008>
- Tigreros, P. (2001). Biodiversidad y valoración bioquímica del fitoplancton marino en ambientes costeros mesotróficos y oligotróficos tropicales, Caribe colombiano. *Trabajo de grado (Biólogo Marino)*. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de

Biología Marina. Santa Marta. Recuperado de <https://expeditiorepositorio.utadeo.edu.co/handle/20.500.12010/1157>

Tomas, C. R., & Haste, G. R. (1997). *Identifying Marine Phytoplankton* Academic Press. *New York*.

Trainer, V. L., Bates, S. S., Lundholm, N., Thessen, A. E., Cochlan, W. P., Adams, N. G., & Trick, C. G. (2012). Pseudo-nitzschia physiological ecology, phylogeny, toxicity, monitoring and impacts on ecosystem health. *Harmful Algae*, *14*, 271-300. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.025>

Trainer, V. L., Cochlan, W. P., Erickson, A., Bill, B. D., Cox, F. H., Borchert, J. A., & Lefebvre, K. A. (2007). Recent domoic acid closures of shellfish harvest areas in Washington State inland waterways. *Harmful Algae*, *6*(3), 449-459. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2006.12.001>

Trainer, V. L., Hickey, B. M., & Horner, R. A. (2002). Biological and physical dynamics of domoic acid production off the Washington coast. *Limnology and Oceanography*, *47*(5), 1438-1446. <https://doi.org/10.4319/lo.2002.47.5.1438>

Trainer, V. L., Hickey, B. M., Lessard, E. J., Cochlan, W. P., Trick, C. G., Wells, M. L., ... & Moore, S. K. (2009). Variability of Pseudo-nitzschia and domoic acid in the Juan de Fuca eddy region and its adjacent shelves. *Limnology and Oceanography*, *54*(1), 289-308. <https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.1.0289>

Twilley, R. R., Chen, R. H., & Hargis, T. (1992). Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water, Air, & Soil Pollution*, *64*(1-2), 265-288. <https://doi.org/10.1007/BF00477106>

Vajravelu, M., Martin, Y., Ayyappan, S., & Mayakrishnan, M. (2018). Seasonal influence of physico-chemical parameters on phytoplankton diversity, community structure and abundance at Parangipettai coastal waters, Bay of Bengal, South East Coast of India. *Oceanologia*, *60*(2), 114-127. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2017.08.003>

- Van Dolah, F. M. (2000). Marine algal toxins: origins, health effects, and their increased occurrence. *Environmental health perspectives*, 108(suppl 1), 133-141. <https://doi.org/10.2307/3454638>
- Vargas Montero, M., Freer Bustamante, E., Guzmán, J. C., & Vargas, J. C. (2008). Florecimientos de dinoflagelados nocivos en la costa Pacífica de Costa Rica. *Hidrobiológica*, 18, 15-23. <https://doi.org/10.15517/revenf.v0i20.3650>
- Velásquez Montoya, L. (2013). *Modelación del transporte de sedimentos en el Golfo de Uraba, Colombia* (Doctoral dissertation, Universidad EAFIT)
- Vidal, L. A. (2010). *Manual de fitoplancton hallado en la Ciénaga grande de Santa Marta y cuerpos de agua aledaños*. Universidad Jorge Tadeo Lozano.
- Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G., & Rinaldi, A. (1998). Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics: The official journal of the International Environmetrics Society*, 9(3), 329-357. [https://doi.org/10.1002/\(sici\)1099-095x\(199805/06\)9:3<329::aid-env308>3.0.co;2-9](https://doi.org/10.1002/(sici)1099-095x(199805/06)9:3<329::aid-env308>3.0.co;2-9)
- Wacklin, P., Hoffmann, L., & Komárek, J. (2009). Nomenclatural validation of the genetically revised cyanobacterial genus *Dolichospermum* (Ralfs ex Bornet et Flahault) comb. nova. *Fottea*, 9(1), 59-64.
- Wells, M. L., Trainer, V. L., Smayda, T. J., Karlson, B. S., Trick, C. G., Kudela, R. M., ... & Cochlan, W. P. (2015). Harmful algal blooms and climate change: learning from the past and present to forecast the future. *Harmful algae*, 49, 68-93. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.07.009>

- Wells, M. L., Trick, C. G., Cochlan, W. P., Hughes, M. P., & Trainer, V. L. (2005). Domoic acid: the synergy of iron, copper, and the toxicity of diatoms. *Limnology and Oceanography*, 50(6), 1908-1917. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.6.1908>
- Wetzel, R. G. (2001). Protists: key ecosystem regulators. *BioScience*, 51(12), 997-997. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0997:pker\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0997:pker]2.0.co;2)
- Wilson, E. O., & Peter, F. M. (1988). *Biodiversity* (National Academy of Sciences (U.S.) & Smithsonian Institution., Eds.). National Academy Press.
- Zilius, M., Bartoli, M., Bresciani, M., Katarzyte, M., Ruginis, T., Petkuvienė, J., ... Razinkovas-Baziukas, A. (2014). Feedback mechanisms between cyanobacterial blooms, transient hypoxia, and benthic phosphorus regeneration in shallow coastal environments. *Estuaries and Coasts*, 37(3), 680–694. <https://doi.org/10.1007/s12237-013-9717-x>

Anexo I: Pruebas supuestos de ANOVA

AI-I: Valores de significancia p para las pruebas de Kolmogórov-Smirnov, y descripción de las gráficas de residuos para verificar del conjunto de datos sin efecto de factores. Las gráficas de residuos que no presentaron ninguna tendencia o patrón serán reportadas como “dispersos”.

(*) No fue necesario aplicar la transformación o la prueba no pudo ser ejecutada tras aplicar la transformación.

Variable	Datos sin transformar		Datos con transformación logaritmo natural		Conclusión
	Valor p Kolmogórov-Smirnov	Descripción grafica de residuos	Valor p Kolmogórov-Smirnov	Descripción grafica de residuos	
Transparencia	0.02	Dispersos	0.158	Dispersos	Normal e independiente con transformación
Temperatura	0.01	Dispersos	0.001	Dispersos	
Oxígeno disuelto superficial	<0.001	Dispersos	<0.001	Dispersos	No cumple normalidad
Oxígeno disuelto bajo la haloclina	<0.001	Dispersos	<0.001	Dispersos	No cumple normalidad
pH superficial	0.200	Disperso	-	-	Normal e independiente
pH bajo la haloclina	<0.001	Disperso	<0.001	Disperso	No cumple normalidad
Salinidad superficial	<0.001	Curva	<0.001	Curva	No cumple normalidad y no es clara la independencia
Salinidad bajo la haloclina	<0.001	Disperso	<0.001	Disperso	No cumple normalidad
Salinidad promedio	0.015	Curva	<0.001	Curva	No cumple normalidad y no es clara la independencia
NO ₃ ⁻ superficial	<0.001	Disperso	0.194	Disperso	Normal e independiente con transformación
NO ₃ ⁻ bajo la haloclina	<0.001	Disperso	0.062	Disperso	Normal e independiente

PO₄³⁻ superficial	<0.001	Disperso	<0.001	Disperso	con transformación No cumple normalidad
PO₄³⁻ bajo la haloclina	<0.001	Curva	<0.001	Curva	No cumple normalidad
Chl superficial	<0.001	Curva	<0.001	Curva	No cumple normalidad y no es clara la independencia
Chl bajo la haloclina	<0.001	disperso	0.002	disperso	No cumple normalidad
Abundancia diatomeas superficial	<0.001	Dispersos	0.200	Dispersos	Normal e independiente con transformación
Abundancia dinoflagelados superficial	<0.001	Dispersos	0.130	Dispersos	Normal e independiente con transformación
Abundancia cianobacterias superficial	<0.001	Dispersos	0.200	Dispersos	Normal e independiente con transformación
Abundancia diatomeas bajo la haloclina	0.002	Dispersos	0.098	Dispersos	Normal e independiente con transformación
Abundancia dinoflagelados bajo la haloclina	<0.001	Dispersos	*	*	No cumple normalidad
Abd ciano L	<0.001	curva	*	*	No cumple normalidad y no es clara la independencia
Diatom genus	0.200	Dispersos	*	*	Normal e independiente
Dino genus	0.200	Dispersos	*	*	Normal e independiente
Cyano genus	<0.001	Dispersos	0.003	Dispersos	No cumple normalidad
Ácido domoico total	<0.001	Disperso	0.170	Disperso	Normal e independiente con transformación
Abundancia Pseudo-nitzschia	<0.001	Disperso	*	*	No cumple normalidad
Abundancia Dinophysis	<0.001	curva	*	*	No cumple normalidad

Abundancia Dolichospermum	<0.001	Disperso	*	*	No cumple normalidad
--------------------------------------	--------	----------	---	---	----------------------

AI II: Resumen prueba de supuestos ANOVA para variables con comportamiento normal e independiente, bajo el factor Zona.

Variable	Valor p KS Zonas (F,E,O)	Valor p Levene por Zona	Descripción Gráfico residuos	Cumple supuestos
pH superficial	>0.200	0.278	Dispersos	Si
Ln Transparencia	>0.120	0.229	Dispersos	Si
Ln NO ₃ superficial	>0.200	0.626	Dispersos	Si
Ln NO ₃ bajo la haloclina	>0.024	-	Dispersos	No, datos no normales por factor Zona.
Ln abundancia diatomeas superficial	>0.200	0.504	Dispersos	Si
Ln abundancia dinoflagelados superficial	>0.054	0.097	Dispersos	Si
Ln Abd cyano U	>0.200	0.310	Dispersos	Si
Ln abundancia diatomeas bajo la haloclina	>0.200	0.433	Dispersos	Si
Géneros de diatomeas	>0.200	0.059	Dispersos	Si
Géneros de dinoflagelados	>0.065	0.082	Dispersos	Si

AI III: Resumen prueba de supuestos ANOVA para variables con comportamiento normal e independiente, bajo el factor Temporada.

Variable	Valor p KS Temporada (H,S)	Valor p Levene por Temporada	Descripción Gráfico residuos	Cumple supuestos
pH superficial	>0.200	0.334	Dispersos	Si
Ln Transparencia	>0.200	0.662	Dispersos	Si

Ln NO₃⁻ superficial	>0.200	0.998	Dispersos	Si
Ln NO₃ bajo la haloclina	>0.200	0.232	Dispersos	Si
Ln abundancia diatomeas superficial	>0.200	0.992	Dispersos	Si
Ln abundancia dinoflagelados superficial	>0.200	0.860	Dispersos	Si
Ln Abd cyano U	>0.200	0.051	Dispersos	Si
Ln abundancia diatomeas bajo la haloclina	>0.200	0.911	Dispersos	Si
Diatom genus	>0.048	0.036	Dispersos	No
Dino genus	>0.117	0.073	Dispersos	Si

Anexo II: Listado de géneros

A continuación, se reportan los géneros de fitoplancton encontrados en el Golfo de Urabá, Caribe Colombiano. Las letras F, E, O corresponden a las Zonas Fluvial, estuarina y Oceánica respectivamente. La temporada húmeda primera campaña se refiere al muestreo realizado el 5 de mayo de 2018, y segunda campaña al realizado el 20 de octubre de 2018. Temporada seca corresponde a las mediciones realizadas el 25 de marzo de 2019-

Taxón	Temporada húmeda			Temporada húmeda			Temporada Seca		
	Primera campaña	Segunda Campaña		Primera campaña	Segunda Campaña		Primera campaña	Segunda Campaña	
	F	E	O	F	E	O	F	E	O
Filo: Bacillariophyta	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Orden: Asterolamprales				X	X	X		X	X
<i>Asterolampra sp</i>				X	X	X		X	X
<i>Asteromphalus sp</i>				X	X	X		X	X
Orden: Aulacoseirales				X	X		X		
<i>Aulacoseira cf. Sp</i>				X	X		X		
Orden: Bacillariales	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Bacillaria sp</i>							X		X
<i>Cylindrotheca closterium</i>	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Nitzschia sp</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pseudo-nitzschia spp</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Orden: Biddulphiales						X	X	X	X
<i>Biddulphia spp</i>						X		X	X
<i>Eucampia sp</i>							X	X	X
<i>Lampriscus shadboltianum</i>							X	X	X
Orden: Chaetocerotales	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Bacteriastrum spp</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chaetoceros affinis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chaetoceros borgei</i>	X			X		X	X	X	X
<i>Chaetoceros coartactus</i>				X		X	X	X	X
<i>Chaetoceros curvisetus</i>				X	X	X	X	X	X
<i>Chaetoceros danicus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chaetoceros decipens</i>	X			X					
<i>Chaetoceros didymus</i>	X			X	X	X			
<i>Chaetoceros distans</i>				X	X	X	X	X	

<i>Chaetoceros diversus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chaetoceros lorenzianus</i>	X			X	X	X	X	X	X
<i>Chaetoceros muelleri</i>				X				X	
<i>Chaetoceros peruvianus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chaetoceros pseudocurvisetus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chaetoceros subtilis</i>				X	X	X	X	X	X
<i>Leptocylindrus danicus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Leptocylindrus minimus</i>				X			X		
Orden: Coscinodiscales	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Coscinodiscus spp</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Orden: Cymbellales						X		X	X
<i>Gomphonema sp</i>						X		X	X
Orden: Eupodiscales	X			X	X	X	X	X	X
<i>Odontella spp</i>	X			X	X	X	X	X	X
<i>Amphitetras cf. Sp</i>						X		X	X
Orden: Fragilariales					X	X	X	X	X
<i>Fragilaria sp</i>					X		X	X	X
<i>Podocystis adriática</i>									X
<i>Synedra sp</i>					X	X			X
Orden: Hemiaulales	X			X	X	X	X	X	X
<i>Cerataulina pelágica</i>				X					
<i>Hemiaulus sp</i>	X			X	X	X	X	X	X
<i>Isthmia enervis</i>								X	
Orden: Licmophoraceae						X	X	X	X
<i>Licmophora spp</i>						X	X	X	X
Orden: Lithodesmiales	X			X	X	X	X	X	X
<i>Ditylum sp</i>	X			X	X	X	X	X	X
<i>Lithodesmium undulatum</i>							X	X	X
Orden: Lyrellales						X			X
<i>Lyrella spp</i>						X			X
Orden: Mastogloiales						X			X
<i>Achnanthes sp</i>						X			X
Orden: Melosirales							X	X	X
<i>Melosira spp</i>							X	X	X
Orden: Naviculales	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Diploneis sp</i>					X	X		X	X
<i>Gyrosigma sp</i>		X	X	X	X	X			X
<i>Navicula sp</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pinnularia sp</i>							X		
<i>Pleurosigma sp</i>				X	X	X			X
Orden: Plagiogrammales			X		X	X			
<i>Plagiogramma sp</i>			X		X	X			
Orden: Rhabdonematales			X	X	X	X		X	X
<i>Grammatophora marina</i>						X			X
<i>Rhabdonema adriaticum</i>						X			X
<i>Asterionellopsis sp</i>			X	X	X	X		X	X
<i>Delphineis sp</i>						X			X
Orden: Rhizosoleniales	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Dactyliosolen sp</i>					X				

<i>Dinophysis acuminata</i>				X	X	X	X		X
<i>Dinophysis caudata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ornithocercus magnificus</i>						X		X	X
<i>Phalacroma mitra</i>								X	X
<i>Phalacroma rotundatum cf</i>								X	X
Orden: Gonyaucales	X			X	X	X	X	X	X
<i>Gambierdiscus sp</i>							X		X
<i>Tripos hircus</i>				X	X	X	X	X	X
<i>Tripos furca</i>				X	X			X	X
<i>Tripos fusus</i>	X			X	X	X	X	X	X
<i>Tripos kofoidii</i>	X				X	X		X	X
<i>Tripos mollis</i>						X	X		X
<i>Tripos macroceros</i>				X	X	X	X	X	X
<i>Tripos trichoceros</i>						X	X	X	X
Orden: Peridiniales		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Corythodinium sp</i>								X	
<i>Protoperidinium sp.</i>		X	X	X	X	X	X	X	X
Orden: Prorocentrales				X	X	X			X
<i>Prorocentrum sp.</i>				X	X	X			X
Filo: Ochrophyta				X	X	X	X		
Orden: Dictyochales				X	X	X	X		
<i>Dictyocha sp</i>				X	X	X	X		
Orden: Mischococcales				X					
<i>Centrtractus sp</i>				X					
