



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



ESTADO TRÓFICO Y SU RELACIÓN CON LA BIOMASA DE MACROALGAS EFÍMERAS EN LA BAHÍA DE LA PAZ B.C.S.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO EN RECURSOS MARINOS

PRESENTA

JAIME ANTONIO ROBLES

LA PAZ, BAJA CALIFORNIA SUR. ENERO DE 2020



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de siendo las horas del día del mes de del se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Posgrado de:

para examinar la tesis titulada:

por el (la) alumno (a):


Apellido Paterno:	ANTONIO	Apellido Materno:	ROBLES	Nombre (s):	JAIME
-------------------	---------	-------------------	--------	-------------	-------

Número de registro:

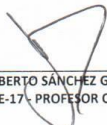
Aspirante del Programa Académico de Posgrado:

Después de la lectura y revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR** **NO APROBAR** la tesis, en virtud de los motivos siguientes: "LA TESIS CUMPLE CON LOS REQUISITOS DE UNA TESIS DE MAESTRÍA, EL ALUMNO HA PLASMADO CORRECTAMENTE EL PLANTEAMIENTO, HA PRESENTADO SUS RESULTADOS DE MANERA CONCRETA Y ADECUADA, DISCUTIENDO SUS RESULTADOS CON BASE EN REFERENCIAS ACTUALES, POR LO QUE SE HA DECIDIDO APROBAR LA TESIS PARA SU DEFENSA"

Comité tutorial



DRA. ALEJANDRA PIÑÓN GIMATE
(Directora de Tesis)
14690-EB-19 - PROFESOR COLEGIADO




DR. ALBERTO SÁNCHEZ GONZÁLEZ
12567-EE-17 - PROFESOR COLEGIADO



DRA. MARÍA MARGARITA CASAS VALDEZ
13593-EI-19/6 - PROFESOR COLEGIADO



DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE
14126-EJU-19/6 - PROFESOR COLEGIADO



DR. JOSÉ ALFREDO ARREOLA LIZÁRRAGA
PROFESOR - OTRA INSTITUCIÓN

Presidente del Colegio de Profesores



DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO





**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 03 del mes de Diciembre del año 2019

El (la) que suscribe ING. JAIME ANTONIO ROBLES Alumno (a) del Programa

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

con número de registro A180383 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DRA. ALEJANDRA PIÑÓN GIMATE

y cede los derechos del trabajo titulado:

"ESTADO TRÓFICO Y SU RELACIÓN CON LA BIOMASA DE MACROALGAS

EFÍMERAS EN LA BAHÍA DE LA PAZ, B.C.S."

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: antonioroblesjaime@gmail.com - ale_pinon@hotmail.com -

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.


ING. JAIME ANTONIO ROBLES
Nombre y firma del alumno

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES	
2.1. Parámetros hidrográficos.....	4
2.2. Nutrientes y clorofila-a.....	4
2.3. Estado trófico y calidad del agua.....	8
2.4. Biomasa macroalgal.....	11
2.5. Isótopos estables ($\delta^{15}\text{N}$)	13
3. JUSTIFICACIÓN	15
4. HIPÓTESIS.....	15
5. OBJETIVO GENERAL.....	15
5.1. Objetivos Específicos.....	16
6. MATERIALES Y MÉTODOS	
6.1. Área de estudio.....	16
6.2. Descripción de los sitios.....	17
6.3. Parámetros hidrográficos	19
6.4. Determinación del índice TRIX.....	19
6.5. Biomasa macroalgal.....	20
6.6. Determinación de la composición isotópica del nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$)	21
6.7. Análisis de los datos.....	21
7. RESULTADOS	
7.1. Parámetros hidrográficos superficiales (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto)	23
7.2. Nitrógeno inorgánico disuelto y ortofosfatos.....	25
7.3. Clorofila <i>a</i>	26
7.4. Índice del estado trófico (TRIX)	27
7.5. Biomasa macroalgal.....	28
7.6. Correlación de Pearson.....	31
7.7. Análisis de componentes principales (ACP).....	33
7.8. $\delta^{15}\text{N}$ en tejido macroalgal.....	36
8. DISCUSIÓN	
8.1. Parámetros hidrográficos superficiales (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto)	37
8.2. Nitrógeno inorgánico disuelto y ortofosfatos	40
8.3. Clorofila-a.....	45
8.4. Índice del estado trófico (TRIX).....	48
8.5. Biomasa macroalgal.....	51
8.6. Análisis de componentes principales (ACP)	55
8.7. $\delta^{15}\text{N}$ en tejido macroalgal.....	55
9. CONCLUSIONES.....	65
Bibliografía.....	68
Anexos.....	77

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreos en la Bahía de La Paz: San Juan de la Costa (SJC), Casa del Marino (CM) y El Tecolote (TE).....	18
Figura 2. Temperatura superficial del mar promedio y desviación estándar en tres sitios de la Bahía de La Paz, durante febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018. Las letras denotan diferencias significativas	23
Figura 3. Salinidad superficial del mar promedio y desviación estándar en tres sitios de la Bahía de La Paz, en febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018.....	24
Figura 4. Figura 4. Concentración de oxígeno disuelto promedio y desviación estándar en tres sitios de la Bahía de La Paz, en febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018. Las letras denotan diferencias significativas...	24
Figura 5. Concentración de nitrógeno inorgánico disuelto promedio y desviación estándar en tres sitios de la Bahía de La Paz, en febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018. Las letras denotan diferencias significativas...	25
Figura 6. Concentración de ortofosfatos promedio y desviación estándar en tres sitios de la Bahía de La Paz, en febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018. Las letras denotan diferencias significativas	26
Figura 7. Concentración de Cl a promedio y desviación estándar en tres sitios de la Bahía de La Paz, durante febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018. Las letras denotan diferencias significativas.....	27
Figura 8. Valores del índice TRIX promedio y desviación en tres sitios de la Bahía de La Paz, durante febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018. Las letras denotan diferencias significativas	28
Figura 9. Biomasa promedio de especies de macroalgas efímeras en tres sitios de la Bahía de La Paz, en febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018.....	30
Figura 10. Grafica de dispersión índice TRIX vs <i>U. ohnoi</i> en San Juan de la Costa durante febrero del 2018.....	32
Figura 11. Grafica de dispersión índice TRIX vs <i>G. crispata</i> en San Juan de la Costa durante agosto del 2018.....	32
Figura 12. Grafica de dispersión <i>U. ohnoi</i> vs temperatura superficial del mar (°C) en San Juan de la Costa durante agosto del 2018.....	33
Figura 13. Análisis de componentes principales (ACP). A) Factor 1 vs. Factor 2, y B) Factor 1 vs. Factor 3, índice TRIX (TRIX), nitrógeno total (NT), fosforo total (PT) biomasa de <i>Caulerpa sertularoides</i> (Cs), biomasa de <i>Cladophora columbiana</i> , biomasa de <i>U. ohnoi</i> (Uo), biomasa de <i>U. acanthophora</i> (Ua), biomasa de <i>U. tepida</i> (Ut), biomasa de <i>Acanthophora spicifera</i> (As), biomasa de <i>G. crispata</i> (Gc), biomasa de <i>G. paquidermatica</i> (Gp), biomasa de <i>G. pinnata</i> (Gpi), biomasa de <i>G. spinifera</i> (Gp) biomasa de <i>G. subsecundata</i> (Gs), biomasa de <i>Spyridia filamentosa</i> (Sf), biomasa de <i>Ceramium</i> (Ce).....	35
Figura 14. $\delta^{15}\text{N}$ del tejido de macroalgas de los sitios de la Bahía de la Paz durante los meses del 2018.....	36

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Nivel trófico y calidad del agua asociado con el índice TRIX.....	20
Tabla 2. Especies de macroalgas encontradas en los tres sitios de la Bahía de La Paz durante los meses de febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018.....	29
Tabla 3. Mayor biomasa promedio (g m ⁻²) y mayor estado trófico por mes y sitio de muestreo. Negritas indican el valor más alto por sitio. Negritas indican el valor más alto por sitio	31
Tabla 4. Valores propios de la matriz de correlación y estadísticas relacionadas.....	33
Tabla 5. Factor de las variables, basado en correlación (Base ACP). Valores del índice TRIX (TRIX) temperatura superficial del mar (°C), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), biomasa de <i>C. sertularoides</i> (Cs), biomasa de <i>C. columbiana</i> , biomasa de <i>U. ohnoi</i> (Uo), biomasa de <i>U. acanthophora</i> (Ua), biomasa de <i>U. tepida</i> (Ut), biomasa de <i>A. spicifera</i> (As), biomasa de <i>G. crispata</i> (Gc), biomasa de <i>G. paquidermatica</i> (Gp), biomasa de <i>G. pinnata</i> (Gpi), biomasa de <i>G. spinifera</i> (Gp) biomasa de <i>G. subsecundata</i> (Gs), biomasa de <i>S. filamentosa</i> (Sf), biomasa de <i>Ceramiun sp</i> (Ce).....	34
Tabla 6. Parámetros hidrográficos (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto) reportados por la literatura para diferentes cuerpos de agua del alrededor del mundo, Golfo de México y Pacífico Mexicano, y este estudio. SL= sistema lagunar, L= laguna, Nim= no impactada, I= impactada, S= secas o estiaje, Ll= lluvias.....	38
Tabla 7. Concentraciones de nutrientes registradas en la literatura para diferentes cuerpos de aguas del Pacífico Mexicano, Golfo de México, alrededor del mundo por distintos autores y este estudio. SL= sistema lagunar, L=laguna, Nim= no impactada, I= impactada, S=secas o estiaje, Ll= lluvias.....	42
Tabla 8. Concentraciones de clorofila a registradas en la literatura para diferentes cuerpos de aguas del Pacífico Mexicano, Golfo de México, alrededor del mundo por distintos autores y este estudio, SL= sistema lagunar, L=laguna, Nim= no impactada, I= impactada, S=secas o estiaje, Ll= lluvias.....	46
Tabla 9. Estado trófico obtenidos mediante el índice TRIX registradas en la literatura para diferentes lagunas del Pacífico Mexicano, Golfo de México, alrededor del mundo por distintos autores y este estudio, SL= sistema lagunar, L=laguna, Nim= no impactada, I= impactada, S=secas o estiaje, Ll= lluvias.....	49
Tabla 10. Biomasa en peso húmedo para algunos de los géneros y especies importantes conformadoras de florecimientos para la región del Golfo de California y alrededor del mundo por distintos autores y este estudio, SL= sistema lagunar, L=laguna, Nim= no impactada, I= impactada, S=secas o estiaje, Ll= lluvia.....	53
Tabla 11. δ ¹⁵ N (‰) de diferentes especies de macroalgas con diferentes fuentes de nitrógeno para la región del Golfo de California, alrededor del mundo por distintos autores y este estudio, GC: Golfo de California, SL=	58

sistema lagunar, L=laguna, Nim= no impactada, I= impactada, S=secas o
estiaje, LI=
lluvias.....

Tabla 12. $\delta^{15}\text{N}$ (‰) de diferentes fuentes de nitrógeno para la región del
Golfo de California, alrededor del mundo por distintos
autores.....

GLOSARIO

Afloramiento costero: Es el ascenso de agua de niveles más profundos, más fría y rica en sales nutrientes (nitratos, fosfatos y silicatos). Esta agua sustituye al agua superficial, más cálida y generalmente más pobre en nutrientes, que ha sido desplazada por la acción del viento.

Aguas residuales: Las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, agrícolas, pecuarias, domésticas y/o agua de lluvia contaminada por los asentamientos urbanos.

Bahía: Es la entrada de agua rodeada por tierra excepto en la apertura o boca. Tiene forma de una concavidad sobre la línea costera, creada por el movimiento del mar.

Eutrófico: Se define como la masa de agua, rica en nutrientes como fósforo y nitrógeno, con alta productividad biológica.

Indicador: Cualquier entidad biológica, proceso o comunidad cuyas características manifiesten la presencia de las condiciones ambientales específicas o contaminación.

Índice de calidad de agua: Consiste en una expresión simple de una combinación más o menos compleja de un número de parámetros, los cuales sirven como una medida de la calidad del agua. El índice puede ser representado por un número, un rango, una descripción verbal, un símbolo o un color.

Isótopo: Átomos del mismo elemento químico con el mismo número atómico (mismo número de protones y electrones), pero con diferente masa atómica (número de neutrones).

Isótopos estables: Estos elementos no sufren decaimiento radioactivo, es decir, no se descomponen de manera espontánea a través del tiempo.

Mesotrófico: Cuerpos de agua que contienen una moderada cantidad de nutrientes y por lo tanto, mayor actividad biológica.

Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID): Este término incluye a las formas inorgánicas reducidas del nitrógeno, nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-) y amonio (NH_4^+).

Nutrientes: El término es generalmente aplicado para el N y P en aguas residuales, también aplicado a otros elementos esenciales y traza.

Oligotrófico: Son aguas claras con bajas concentraciones de nutrientes, con poca materia orgánica o sedimentos en suspensión y con mínima actividad biológica. Este cuerpo de agua se caracteriza por su alta transparencia, una alta concentración de oxígeno en la capa superior y por sus depósitos en el fondo generalmente de tonalidades de color café, que contiene únicamente pequeñas cantidades de materia orgánica.

Releve: Corresponde al residuo, mezcla de mineral molido con agua y otros compuestos, que queda como resultado de haber extraído los minerales sulfurados.

Tasa de renovación: es la cantidad de agua que sale o entra de un determinado reservorio (lago, mar, bahía etc.) por unidad de tiempo, dividido por el volumen del agua.

Tasa de renovación = cantidad de agua / unidad de tiempo

Tiempo de residencia: es el tiempo que una molécula de agua que permanece en un lugar determinado.

Trazador: Sustancias o elementos que se utilizan para identificar los efectos que el hombre ejerce sobre el medio ambiente, así como su origen y extensión.

Zona costera: Es la zona donde predominan las aguas costeras, marinas, estuarinas y cercanas a las orillas de los grandes lagos y mares interiores, así como, una porción de tierra cercana a la costa, en donde actividades humanas y procesos naturales afectan y son afectadas.

$\delta^{15}\text{N}$: Relación isotópica del $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ sobre un estándar (N_2 atmosférico), expresado en partes por mil.

RESUMEN

La evaluación de la calidad del agua de zonas costeras puede realizarse mediante índices que integran variables físicas, químicas y biológicas; las macroalgas son los principales componentes del bentos en sistemas costeros, su abundancia se relaciona con la presencia de nutrientes, algunas especies forman florecimientos macroalgales cuando hay un enriquecimiento de nutrientes, generalmente de tipo antropogénico. El objetivo de este estudio fue evaluar el estado trófico de sitios con presencia de macroalgas en La Bahía de La Paz. Con este fin se registraron variables hidrográficas, nitrógeno inorgánico disuelto (NID), ortofosfatos (PO_4^{3-}), clorofila *a* (*Cl a*), biomasa macroalgal (transectos-cuadrantes) y $\delta^{15}\text{N}$ de macroalgas en San Juan de la Costa (SJC), Casa del Marino (CM) y El Tecolote (TE) en febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018. El estado trófico se estimó mediante el índice TRIX (0-10). La temperatura, oxígeno disuelto, NID, PO_4^{3-} , *Cl a* y TRIX mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$), la salinidad no tuvo diferencias. El NID fue mayor en mayo en SJC ($21.7 \pm 11.9 \mu\text{M}$) respecto a CM y TE. Los PO_4^{3-} fueron mayores en agosto en SJC ($22 \pm 15.3 \mu\text{M}$) respecto CM y TE. La *Cl a* fue mayor en febrero en CM ($2.12 \pm 0.72 \text{ mg m}^{-3}$) respecto a SJC y TE. El mayor estado trófico (eutrófico) se presentó en SJC en agosto (6.6 ± 0.36), y el menor (mesotrófico) en TE (4.2 ± 0.25) y CM (4.2 ± 0.04) en el mismo mes. Se encontró que 14 especies fueron las más abundantes, la mayor biomasa macroalgal se presentó en el sitio CM seguida de TE siendo con *U. ohnoi* en mayo $100.30 \pm 73.16 \text{ g m}^{-2}$ y $90.48 \pm 58.72 \text{ g m}^{-2}$ respectivamente, y en noviembre fue donde se presentaron las menores biomásas en CM para *U. ohnoi* ($0.03 \pm 0.01 \text{ g m}^{-2}$) y en SJC para *A. spicifera* ($0.04 \pm 0.00 \text{ g m}^{-2}$), lo que coincide con la estacionalidad propia de cada especie. El $\delta^{15}\text{N}$ fue mayor para *U. ohnoi* ($15.02 \pm 0.01 \text{ ‰}$) en CM en agosto, mientras que el menor fue para *U. tepida* ($5.42 \pm 1.14 \text{ ‰}$) en TE en agosto. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en CM coinciden con los valores reportados para aguas residuales, mientras que los encontrados en TE coinciden con aquellos de aguas oceánicas. El incremento de la biomasa de *U. ohnoi* fue proporcional al enriquecimiento en el valor del índice TRIX. Se pudo observar que la combinación de los índices de calidad del agua TRIX, biomasa macroalgal y señal isotópica dan una buena aproximación de la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos.

Palabras clave: calidad del agua; índice TRIX; biomasa macroalgal; Isótopos estables; $\delta^{15}\text{N}$.

ABSTRACT

The water quality assessment of coastal areas can be carried out using indexes that physical integrate, chemical and biological variables; Macroalgae are the main components of benthos in coastal systems, their abundance is related to the presence of nutrients, some species form macroalgal blooms, when there is a enrichment nutrient, usually anthropogenic. The objective of this study was to evaluate the trophic status in La Paz Bay where the macroalgae currently is. According to this following variables, hydrographic parameters, dissolved inorganic nitrogen (NID), orthophosphates (PO_4^{3-}), chlorophyll *a* (Cl *a*), macroalgal biomass (transects-quadrant) and $\delta^{15}\text{N}$ macroalgae were recollected in San Juan de la Costa (SJC), Casa del Marino (CM) and El Tecolote (TE) thru February, May, August and November 2018. The trophic state was deduced, using the TRIX index (0-10). Water temperature, dissolved oxygen, NID, PO_4^{3-} , Cl *a* and TRIX showed significant differences ($p < 0.05$), the salinity had no differences. The NID was higher on May in SJC ($21.7 \pm 11.9 \mu\text{M}$) compared to CM and TE. The PO_4^{3-} were higher on August in SJC ($22 \pm 15.3 \mu\text{M}$) about CM and TE. Cl *a* was higher on February in CM ($2.12 \pm 0.72 \text{ mg m}^{-3}$) compared to SJC and TE. The highest trophic (eutrophic) status was presented in SJC on August (6.6 ± 0.36), and the lowest (mesotrophic) in TE (4.2 ± 0.25) and CM (4.2 ± 0.04) during the same month. It was found these 14 species were the most abundant in the area, the largest macroalgal biomass amount was at the CM, followed by TE starting with *U. ohnoi* on May $100.30 \pm 73.16 \text{ g m}^{-2}$ and $90.48 \pm 58.72 \text{ g m}^{-2}$ respectively, on November the lowest biomass was found in CM for *U. ohnoi* ($0.03 \pm 0.01 \text{ g m}^{-2}$) and in SJC for *A. spicifera* ($0.04 \pm 0.00 \text{ g m}^{-2}$), which coincides with the seasonality of each species. The $\delta^{15}\text{N}$ was higher for *U. ohnoi* ($15.02 \pm 0.01 \text{ ‰}$) in CM on August, while the lowest was for *U. tepida* ($5.42 \pm 1.14 \text{ ‰}$) in TE in August. The values of $\delta^{15}\text{N}$ in CM matches with the values reported for wastewater, while these found in TE coincide with these of oceanic waters. The enrichment in the biomass of *U. ohnoi* was proportional to the increase in the index TRIX value. It could be observed that the use of the combined indexes of water quality TRIX, macroalgal biomass and isotopic signal gives a good approximation of the water quality in coastal systems.

Keywords: water quality; TRIX index; macroalgal biomass; Stable isotopes; $\delta^{15}\text{N}$.

DEDICATORIA

A mis padres: Ismael Antonio López y Severiana Robles Franco por enseñarme a trabajar duro para lograr las metas.

A mis hermanos: Marilyn Antonio Robles e Ismael Antonio Robles.

A todos los que me apoyaron y creyeron en mí.

Mientras más duro trabajo, más suerte tengo.

Jacobo Wong

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por la beca otorgada (CVU 890452).

Al Instituto Politécnico Nacional por su apoyo mediante las Becas BEIFI-IPN y los proyectos SIP 20181173 y SIP 20195230.

Al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN), donde se realizó este trabajo de investigación, al personal académico y administrativo que a lo largo de estos cuatro años me ayudaron para la realización de mis estudios de Maestría en el programa Maestría en Ciencias en Manejo de Recursos Marinos.

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. Unidad Guaymas, por permitirme desarrollar la estancia académica.

A la Dra. Alejandra Piñón Gimete por su dirección, enseñanzas y paciencia, para que en conjunto logramos nuestros objetivos. Gracias por darme la oportunidad de entrar al apasionante mundo de la investigación científica a través de los apoyos otorgados "LOGRÁRAMOS".

A los investigadores que integraron el comité de tesis: Dr. Alberto Sánchez González, Dr. Rafael Cervantes Duarte, Dra. Margarita Casas Valdez y Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga a todos ellos por su disponibilidad que siempre tuvieron ante mis dudas. Gracias por las clases, revisiones, críticas, sugerencias y recomendaciones para este trabajo.

Al Dr. Sergio Aguiñiga García por compartir sus conocimientos, por sus sugerencias, comentarios, revisión y consejos que influyeron en mi formación profesional desde el momento que ingrese por primera vez al CICIMAR.

Agradezco a la Ing. Francisco Javier Barrera González, M. en C. Sonia Futema Jiménez y a la IBQ. Oralía Arce Osuna por sus recomendaciones y facilidades en el trabajo de laboratorio de Química Marina.

Al C. Ángel Humberto Ruvalcaba Díaz, técnico del Laboratorio de Espectrometría de Masas CICIMAR-IPN quién apoyó en la realización de los análisis de isótopos estables.

Al Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga por recibirme en la estancia académica y asesorías durante este estudio y M. en C. María del Refugio López Tapia responsable del Laboratorio de Calidad de Agua CIBNOR, S.C. Unidad Sonora por enseñanzas sobre las técnicas de calidad de agua.

A la Dra. Dilian Noemi Anguas Cabrera, por su gran apoyo en los muestreos, por su incondicional amistad, enseñanzas y consejos, ya que sin ella no estaría en donde estoy ahora.

A M.A.G.N José Ricardo Núñez Montes por su gran apoyo, confianza y amistad por ser mi primer rommie en esta ciudad, gracias por todo amigo.

A C. Lucía Susana Cárdenas Chávez y M. en C. José Roberto Aguilera Angulo por su ayuda en el Departamento de Informática.

Al personal del CICIMAR-IPN que contribuyeron en la elaboración de este trabajo de investigación: Lic. Humberto H. Ceseña Amador, C. César C. Casas Núñez, M. en C. Indra Álvarez Ramírez, Lic. Marisol Cruz Vizcaino, Dr. Silverio López López, IBQ. María Magdalena Mendoza Tlapa y C. Maricela Calderón Castro.

A todos mis amigos, por su incondicional apoyo, paciencia, vivencias y por el tiempo que compartimos durante mi estadía durante estos años en el CICIMAR: Dilian Anguas, Karla Camacho, Casandra Gálvez, Pablo Mayo, Janeth Pacheco.

¡¡¡¡Millones de gracias¡¡¡¡

ESTADO TRÓFICO Y SU RELACIÓN CON LA BIOMASA DE MACROALGAS
EFÍMERAS EN LA BAHÍA DE LA PAZ B.C.S

Presentado por:

Ing. JAIME ANTONIO ROBLES

Este trabajo fue apoyado por:

Proyecto: **SIP-IPN 20181173** Niveles de Cadmio, Cobre y Plomo en el Pez Escorpión Roquero (*Scorpaena Mystes*) En Santa Rosalía, Baja California Sur, México. Dirigido por: Dra. Piñón Gimete Alejandra.

Proyecto: **SIP-IPN 20195230** Composición elemental de tres grupos de macroalgas en zonas costeras como indicador de distintas fuentes de nutrientes y calidad del agua. Dirigido por: Dra. Piñón Gimete Alejandra.

1. INTRODUCCIÓN

La zona costera se define como la frontera o transición donde entran en contacto e interactúan la atmósfera, el océano, el agua dulce y la tierra (Moreno-Casasola *et al.* 2010). Su importancia ecológica radica en que son sitios de crianza y reproducción de diferentes especies, además proporcionan bienes y servicios directos e indirectos a la sociedad, ya que se realizan actividades productivas como la pesca, el turismo y la acuicultura, entre otras (Barraza-Guardado *et al.* 2014) la importancia ecológica radica en ser sitios de crianza y reproducción de diferentes especies costeras y marinas.

El incremento de nutrientes es un proceso de origen natural y antropogénico que genera el aumento de las concentraciones de nitrógeno (N), fósforo (P) y materia orgánica en los cuerpos de agua (Herrera-Silveira *et al.* 2011), y puede ocasionar el incremento de algas que producen un cambio en la función y estabilidad de los organismos presentes en el agua, así como en la calidad del agua (Vollenweider *et al.* 1998; Aranda-Cirerol, 2004; Andersen *et al.* 2006). El término calidad del agua es relativo, y es referido a la composición del agua en la medida en que ésta es afectada por la concentración de sustancias producidas por procesos naturales y actividades humanas. Como tal, es un término neutral que no puede ser clasificado como bueno o malo, sin hacer referencia al uso para el cual el agua está destinada (Caneva-Silva, 2017). De acuerdo con lo anterior, tanto los criterios como los estándares y objetivos de calidad de agua variarán dependiendo de si se trata de agua para consumo humano, para uso agrícola o industrial o para recreación. Para determinar la calidad del agua de un cuerpo de agua, se consideran variables físicas, químicas y biológicas que brindan información sobre la salud del ecosistema. Se utiliza con mayor frecuencia por referencia a un conjunto de normas contra de las cuales puede evaluarse el cumplimiento. Los estándares más comunes utilizados para evaluar la calidad del agua se relacionan con la salud de los ecosistemas, seguridad de contacto humano y agua potable (CONAGUA, 2017).

Una herramienta simple para la evaluación del recurso hídrico son los índices de calidad del agua, los cuales se definen como una expresión simple de una combinación de varios parámetros que en su conjunto sirven para medir la calidad del agua; el índice

puede ser representado por un número, un rango, una descripción verbal, un símbolo o incluso un color. Por ejemplo, entre ellos encontramos el índice TRIX (Trophic Index for Marine Systems) para sistemas marinos que está diseñado para evaluar la condición ambiental a diferentes escalas temporales y clasifica los sistemas en oligotróficos, mesotróficos, eutróficos e hipertróficos (Vollenweider *et al.* 1998).

Las altas concentraciones de nutrientes pueden favorecer la formación de florecimientos macroalgales masivos, los cuales pueden afectar el aspecto y los ciclos biogeoquímicos de los ambientes costeros (Moroyoqui-Rojo *et al.* 2015). Los florecimientos macroalgales se consideran a menudo el resultado del enriquecimiento de nutrientes de origen natural (*e.g.* descarga de ríos) o antropogénico (*e.g.* escurrimientos acuícolas o aguas residuales) (Piñón-Gimate *et al.* 2008); aunque en la última década los mayores florecimientos se han asociado a procesos de eutrofización costera de tipo antropogénico (Ye *et al.* 2011). Se han reportado grandes biomásas de especies de macroalgas pertenecientes a los tres clados Chlorophyta, Rhodophyta y Ochrophyta (Valiela *et al.* 1997).

Por ejemplo, en lagunas costeras de Sinaloa se observó que, dependiendo de la laguna, el sitio y la época del año podía haber dominancia de especies tales como *Gracilaria vermiculophylla* o *Caulerpa sertularioides* y/o *Spyridia filamentosa* que presentaron grandes biomásas. Los florecimientos de macroalgas ocurren en todo el mundo y pueden tener consecuencias negativas tanto ecológicas como económicas para los hábitats costeros (Thornber *et al.* 2017).

Una manera de disminuir la incertidumbre sobre el origen de los aportes de nutrientes antropogénicos o naturales a los ecosistemas es a partir de la utilización de isótopos estables de nitrógeno. En investigaciones ecológicas, los isótopos estables funcionan como marcadores naturales, generalmente siguiendo el camino de la circulación de los elementos; las diferencias isotópicas que se presentan en la naturaleza son producto de reacciones químicas, físicas y biológicas que promueven la discriminación entre los isótopos pesados y ligeros. Las moléculas que tienen isótopos pesados (con mayor masa atómica) tienen enlaces químicos más estables, por lo que se necesita más energía para romperlos. Por esta razón, el fraccionamiento (o separación)

isotópico que resulta entre dos depósitos que contienen diferentes proporciones relativas de isótopos, puede explicarse por las diferencias en el estado energético individual de cada isótopo. La expresión de la razón del isótopo pesado sobre el ligero, la conocemos como $\delta^{15}\text{N}$, la cual se ha utilizado para conocer las fuentes de nitrógeno al sistema (Lapointe *et al.* 2004; García-Pagés, 2007; Michener y Lajtha, 2008). La composición de $\delta^{15}\text{N}$ atmosférico es relativamente constante (0.366 ‰), por lo que se utiliza como estándar para determinar los valores del $\delta^{15}\text{N}$ de las diferentes fuentes.

Debido a la relación de los florecimientos macroalgales con altas concentraciones de nutrientes de tipo natural y/o antropogénico, el uso de un índice ecológicos nos ayudará conocer el manejo futuro de las cargas de nutrientes al sistema. Diversos estudios demuestran la importancia del monitoreo a mediano y largo plazo y la necesidad de recolectar datos antes, durante y después de los aportes de nutrientes (Deacutis 2008; Greening *et al.* 2014).

2. ANTECEDENTES

2.1 Parámetros hidrográficos

El Golfo de California es un ecosistema único caracterizado por su rica biodiversidad, alta productividad biológica y endemismo de la vida marina (Páez-Osuna *et al.* 2017). Los parámetros hidrográficos de los cuerpos de agua costeros presentan una estacionalidad, por ejemplo, las temperaturas altas se registran en verano (27 a 29°C) y las más bajas en invierno (16 a 20°C), con una salinidad en la zona continental de entre 35 a 40 ups, a excepción de la zona costera durante la época de lluvias donde la salinidad disminuye hasta 25 ups, principalmente en el estado de Sinaloa (Ayala-Rodríguez, 2008; Ochoa-Izaguirre y Soto-Jiménez 2015). Se ha observado que se presenta una variación en el oxígeno disuelto de 4 a 14 mg L⁻¹ dependiendo de la zona y las condiciones climáticas dentro del mismo golfo (Barranza-Guardado *et al.* 2014; Vargas-González *et al.* 2014; Arreola-Lizárraga *et al.* 2016; Ruiz-Ruiz *et al.* 2017).

2.2 Nutrientes y clorofila a

En las zonas costeras las concentraciones de nutrientes varían dependiendo de las características que dominan alrededor de ellas, por ejemplo, en aguas oligotróficas las concentraciones de nutrientes como el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) van de 0.1 a 8 µM (Herrera-Silveira y Ojeda-Morales, 2009), mientras que en aguas eutróficas o hipertróficas son mayores a 25 µM (Piñón-Gimate *et al.* 2008; Escobedo-Urías *et al.* 2010; Gómez *et al.* 2014). Así mismo, y de acuerdo con De la Lanza Espino *et al.* (2008), las concentraciones de clorofila a (Cl a) que son un indicativo de la biomasa fitoplanctónica son utilizadas en la determinación de la calidad del agua ya que responde a las concentraciones de nutrientes en el medio; por ejemplo, en un medio oligotrófico las concentraciones de Cl a se mantienen por debajo de 8 mg m⁻³ mientras que en un sistema eutrófico a hipertrófico serían mayores a 14 mg m⁻³ (Ruiz-Ruiz *et al.* 2017).

En la región sureste de México en donde las zonas costeras se encuentran influenciadas tanto por las descargas de arroyos y ríos como de las actividades antropogénicas que se desarrollan alrededor de estas se ha observado que los cambios en las concentraciones de nutrientes varían. Por ejemplo, Herrera-Silveira y Ojeda-Morales (2009) reportaron que en la zona costera de Yucatán las concentraciones del NID variaron de entre 0.4 a 7.3 μM y la concentración de Cl a se mantuvo entre 1.2 a 7.8 mg m^{-3} a lo largo de la zona costera, estos autores atribuyen las variaciones en el NID y Cl a, en un periodo de seis años, al vertimiento de aguas residuales debido a la gran actividad turística que se presenta en esta región. En los sistemas fluvio-lagunares de Pom-Atasta y Palizada del Este en Campeche se registraron concentraciones altas del NID entre 4.0 a 7.0 μM debido a aguas residuales urbanas que se descargan sin tratamiento a los sistemas. En Pom-Atasta la concentración de ortofosfatos (PO_4^{3-}) fue de 7.1 μM , indicando entrada de aguas residuales urbanas, mientras que la concentración de Cl a que se presentó fue de entre 43 a 37.9 mg m^{-3} (Muciño-Márquez *et al.* 2017). En el sistema lagunar Chantuto-Panzacola, en el estado de Chiapas la concentración promedio del NID fue de $74.1 \pm 26.6 \mu\text{M}$ y de ortofosfatos (PO_4^{3-}) fue de $45.0 \pm 55.2 \mu\text{M}$, también determinaron la concentración de Cl a que fue de $21.2 \pm 21.4 \text{mg m}^{-3}$ en la época de secas (diciembre a abril); mientras que en la época de lluvias (mayo a noviembre) el NID fue de 70.9 μM , los PO_4^{3-} fueron de $72.2 \pm 39.5 \mu\text{M}$ y la Cl a fue de $13.7 \pm 14.6 \text{mg m}^{-3}$; estas concentraciones se asociaron con un mayor tiempo de residencia del agua durante la temporada de lluvias (Gómez *et al.* 2014).

En el Pacífico Mexicano, particularmente en el Golfo de California, se han realizado estudios de calidad del agua desde hace algunas décadas debido a la importancia de las lagunas costeras, particularmente las de los estados continentales como Sinaloa y Sonora que tienen una gran actividad antropogénica en sus costas.

Ayala-Rodríguez (2008) reportó para el sistema lagunar Santa María-Topolobampo-Ohuira, Sinaloa, concentraciones del NID de entre 2.8 a 6.1 μM ; los PO_4^{3-} presentaron un intervalo de concentración de 1.0 a 1.8 μM y la Cl a de 7 a 10.8 mg m^{-3} en la época

de invierno-primavera, periodo durante el cual se lleva a cabo un intenso riego en la extensa zona agrícola aledaña al sistema lagunar, así mismo se descargan aguas domesticas sin tratamiento previo. Escobedo-Urías *et al.* (2010), registraron en los sistemas lagunares de Santa María- Topolobampo-Ohuira y San Ignacio-Navachiste-Macapule, Sinaloa, concentraciones del NID de entre 0.9 a 2.2 μM y 0.7 a 2.6 μM , respectivamente, debido al aumento de la cobertura de los cultivos agrícolas y al cambio e incremento de fertilizantes. Estos autores explican que en la laguna de Topolobampo la concentración de Cl a presentó una estacionalidad regional característica del sur del Golfo de California con mayores concentraciones en la época fría, y un segundo máximo durante la época cálida asociado a los aportes antropogénicos e intensa desmineralización; mientras que en Navachiste se observó modificación de este patrón regional, con valores máximos durante el verano debido probablemente a los cambios en los aportes al sistema.

Barranza-Guardado *et al.* (2014) evaluaron dos puntos de la zona costera, una ubicada justo en las descargas de granjas camaronícolas y la otra libre de descargas, en la Bahía de Kino, Sonora. Las concentraciones de NID en la zona no impactada fue de 2.1 μM y en la zona impactada de 35.8 μM ; los PO_4^{3-} en la no impactada fueron de 3.2 μM , mientras que en la impactada fueron de 4 μM , la concentración de Cl a en la no impactada estuvo en los intervalos de 1.1 a 3.0 mg m^{-3} y la impactada de 2.4 a 5.8 mg m^{-3} ; con lo que se pudo observar que las actividades acuícolas favorecen el incremento de las concentraciones de nutrientes y la productividad primaria en el sistema. Vargas-González *et al.* (2014) evaluaron la condición ambiental de la ensenada La Salada, Sonora y encontraron que el suministro de aguas residuales urbanas provoco pérdida de funciones y servicios ecológicos del ecosistema costero, los mayores valores de las concentraciones de PO_4^{3-} (1.5 a 5 μM) y Cl a (0.9 a 5.7 mg m^{-3}) se atribuyeron al vertimiento de aguas residuales, aunque los niveles no llegaron a ser contaminantes de acuerdo con Boyd (2003) y Sarà (2007).

Arreola-Lizárraga *et al.* (2016) determinaron aportes de nutrientes de las fuentes antropogénicas y el estado trófico del sistema lagunar El Rancho-Empalme, Sonora. Las concentraciones del NID tuvieron un intervalo de 12 a 25 μM , las concentraciones

de PO_4^{3-} de 0.9 a 2.2 μM , mientras que las concentraciones de Cl-a fueron de 0.6 a 2.1. En este sistema se tiene un buen intercambio de agua debido al corto tiempo de residencia (1.6 días). Ruiz-Ruiz *et al.* (2016) registraron en la Bahía de Guaymas, Sonora que las concentraciones del NID variaron de 0.6 a 27 μM , con los valores más bajos en verano ($2.2 \pm 1.2 \mu\text{M}$) y los más altos en otoño ($7.5 \pm 5.0 \mu\text{M}$). Los PO_4^{3-} variaron de 0.01 a 1.8 μM , con los valores más bajos en invierno ($0.33 \pm 0.46 \mu\text{M}$) y los más altos en verano ($0.96 \pm 0.50 \mu\text{M}$), estas concentraciones de nutrientes se asociaron a las descargas de aguas residuales urbanas. La Cl a osciló entre 1 y 9 mg m^{-3} , pero fue menor a 5 mg m^{-3} la mayor parte del año, a pesar de que las concentraciones de nutrientes y clorofila a fueron altas el corto tiempo de residencia del agua en la bahía no permite que se den síntomas de eutrofización.

En la laguna costera Los Lobos, en el mismo estado, Ruiz-Ruiz *et al.* (2017) encontraron que, durante un ciclo anual, las concentraciones de nutrientes mostraron valores más altos (NID 30.6 μM y $\text{PO}_4^{3-} < 2.4 \mu\text{M}$) alrededor de la zona de descarga de aguas residuales y esto fue particularmente marcado durante el verano; así mismo, la concentración de Cl a (14 mg m^{-3}) más alta se atribuyó a las descargas de aguas residuales urbanas y agrícolas no tratadas durante la misma época.

En la Cuenca Alfonso ubicada en la zona norte de la Bahía de La Paz, Baja California Sur, Hakspiel-Segura *et al.* (2015) durante febrero de 2012 y marzo 2013 observaron concentraciones de NID de 0.8 a 24.3 μM y los PO_4^{3-} de 0.3 a 2.8 μM , en la parte superficial de la columna de agua las cuales se asociaron al proceso de desnitrificación local, así como a la advección de masas de agua del Pacífico Nororiental Tropical que son fuente natural de enriquecimiento de nutrientes.

Piñón-Gimate *et al.* (2017) durante su estudio sobre las firmas de $\delta^{15}\text{N}$ de las especies de *Ulva* en tres sitios en la Bahía de La Paz reportó concentraciones de DIN de 1.2 ± 0.9 hasta 20.8 ± 3.9 en la columna de agua en los tres sitios durante 2013, los valores de nitrógeno reportados anteriormente en estos sitios podrían ser representativos de las concentraciones de nutrientes derivadas de aguas residuales o aguas residuales de la ciudad adyacente de La Paz.

2.3 Estado trófico y calidad de agua

A principios de los años setenta, ante la necesidad de encontrar un método uniforme y consistente para dar a conocer la calidad del agua de manera accesible a la población, se desarrolló un sistema estimativo de calidad del agua que requirió la medición física de los parámetros de contaminación del agua y el uso de una escala estandarizada de medición para expresar la relación entre la existencia de varios contaminantes en el agua y el grado de impacto en los diferentes usos (Vollenweider *et al.* 1998). Al enriquecimiento de las aguas con nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, se le llama eutrofización, aunque existen diferentes definiciones, todas ellas coinciden en que este enriquecimiento aumenta la productividad primaria en los sistemas acuáticos. Las actividades humanas que se desarrollan en las cuencas de drenaje alrededor de las lagunas costeras tales como la agricultura, acuicultura, así como aguas residuales urbanas e industriales sin tratamiento que son directamente descargadas a las zonas costeras son fuentes de exceso de nutrientes (Green-Ruiz y Páez-Osuna, 2003; Páez-Osuna *et al.* 2007; Álvarez-Borrego, 2012; Páez-Osuna *et al.* 2013; Arreola-Lizárraga *et al.* 2016).

Debido a las diferentes necesidades y actividades antropogénicas se ha aumentado el flujo de nitrógeno y fósforo hacia los ecosistemas acuáticos, este incremento representa actualmente la fuente de degradación más grande que experimentan las aguas costeras a nivel mundial. En México se tienen estudios que se relacionan con la calidad del agua de las zonas costeras, la mayoría de estos estudios se tienen en la región del Golfo de México y en el Golfo de California, esto debido principalmente a las actividades que se realizan, ya que en el caso de la región del noroeste de México los cuerpos de agua costeros más importantes desde hace algún tiempo han mostrado síntomas clásicos de la contaminación (Páez-Osuna *et al.* 2003).

Una herramienta simple para la evaluación del recurso hídrico son los índices de calidad del agua, los cuales son fundamentales y se definen como una expresión simple de una combinación más o menos compleja de un número de parámetros que sirven para medir la calidad del agua; el índice puede ser representado por un número, un rango, una descripción verbal, un símbolo o incluso un color. El índice TRIX (Trophic

Index) para sistemas marinos está diseñado para evaluar la condición ambiental a diferentes escalas temporales tomando en cuenta adicionalmente un indicador biológico (clorofila *a*), la escala en la que se representa va de 0 a 4 para oligotrófico, de 4 a 6 para mesotrófico, de 6 a 8 para eutrófico y de 8 a 10 para hipertrófico (Vollenweider *et al.* 1998). El índice TRIX se ha utilizado ampliamente desde hace años para evaluar la tendencia ambiental en los mares Adriático y Tirreno (Giovanardi y Vollenweider, 2004), así como en otras costas europeas (Pettine *et al.* 2007).

En algunos casos se ha observado el cambio en los ecosistemas de mesotrófico a eutrófico porque se han incrementado las actividades. En las costas de Italia, se ha observado que debido a las actividades antropogénicas del área (industriales, civiles, fluviales y portuarias) la zona costera ha tenido tendencia a cambiar su estado a eutrófico (> 5) (Gianna *et al.* 2003). En las costas de Irán al sur del Mar Caspio, se reportó un cambio en el estado trófico de mesotrófico a eutrófico debido a que recibe una gran cantidad de efluentes derivados de la alta densidad poblacional y la falta de sistemas de tratamiento de aguas residuales; además de las actividades agrícolas que se desarrollan intensivamente en estas áreas (Shahrban y Etemad-Shahidi, 2010). En las costas de Grecia en el Mar de Egeo, Mediterráneo Oriental, las aguas se caracterizaron por altos niveles de nutrientes y biomasa de fitoplancton por lo que los estados tróficos oscilaron de mesotrófico a eutrófico (Primpas y Karydis, 2011).

En México en años recientes en las costas del Mar Caribe y del Golfo de México se han realizado estudios utilizando el índice TRIX para determinar la calidad del agua. Herrera-Silveira *et al.* (2009) en la Bahía de Chetumal, Quintana Roo, reportaron valores de 2.2 (oligotrófico) a 6.0 (mesotrófico) lo cual se atribuyó a los aportes de nutrientes provenientes de las aguas residuales de Chetumal, Calderitas y Bacalar, así como de los aportes del río Hondo. En el sistema lagunar estuarino Chantuto-Panzacola, Chiapas Gómez *et al.* (2014) reportaron valores del índice TRIX de 6 a 8 (eutrófico), indicando que el sistema tiene una calidad del agua pobre relacionada con las descargas de aguas de los pueblos aledaños las cuales no reciben tratamiento antes de descargar a los ríos. Recientemente Muciño-Márquez *et al.* (2017) en la Laguna Palizada del Este, Campeche, reportaron un estado mesotrófico, por lo que

recomendaron que es prioritario seguir monitoreando la calidad del agua de los sistemas costeros.

En el noroeste del país, Barranza-Guardado *et al.* (2014) reportaron variaciones en el estado trófico del sistema que fueron de 2.6 (oligotrófico) a >4 (mesotrófico) en la Bahía de Kino, Sonora, estos cambios estuvieron asociados a la actividad acuícola que se presenta en esta región. En La ensenada La Salada los valores reportados fueron de 4.8 (mesotrófico) asociados a aguas residuales urbanas con un tratamiento insuficiente (Vargas-González *et al.* 2014). En el sistema lagunar Empalme-El Rancho, Sonora, se determinó el estado trófico mediante el índice TRIX los valores oscilaron entre 2 (oligotrófico) en primavera y > 4 (mesotrófico) en invierno (Arreola-Lizárraga *et al.* 2016). Ruiz-Ruiz *et al.* (2017), en la laguna Lobos, en el mismo estado, reportaron valores de 2.5 (oligotrófico) durante la mayor parte del año; sin embargo, durante el verano los valores tuvieron una tendencia al estado mesotrófico; adicionalmente estos autores reportaron la biomasa de las macroalgas *Gracilaria lemaneiformis* (202 161 g m⁻² peso húmedo) y *Ulva lactuca* (12 646 g m⁻² peso húmedo), estas biomásas fueron consideradas como indicadores de enriquecimiento de nutrientes. Los cambios en el estado trófico en estas lagunas se relacionaron al aporte de nutrientes de tipo antropogénico.

En el estado de Sinaloa, Ayala-Rodríguez (2008) reportó un estado trófico de 7.3 (eutrófico) en el sistema lagunar Topolobampo–Ohuira–Santa María causado por las aguas residuales provenientes de fertilizantes agrícolas. Mientras que Escobedo-Urías (2010), en el sistema lagunar San Ignacio Navachiste- Mapacule registró valores de 6.7 (eutrófico), debido al incremento en los aportes nitrogenados de la actividad agrícola.

2.4 Biomasa macroalgal

Las macroalgas oportunistas de rápido crecimiento son especies que tienen una elevada tasa de crecimiento en presencia de nutrientes y pueden llegar a generar grandes acumulaciones en zonas costeras (O'Shanahan *et al.* 2003; Leliaert *et al.* 2009; Melton *et al.* 2016). Sus altas biomásas están asociadas a los ambientes con alta disponibilidad de nutrientes en las aguas costeras que resultan en un crecimiento excesivo de una o varias especies de macroalgas, estas biomásas conforman florecimientos macroalgales. Un florecimiento macroalgal es considerado como una proliferación notable de macroalgas que cubren una extensión mayor a 50 metros paralelos a la costa y peso húmedo $> 1 \text{ g m}^{-2}$ (Piñón-Gimate *et al.* 2008).

Las macroalgas filamentosas y foliosas se ven favorecidas por el enriquecimiento de nutrientes debido a sus características fisiológicas y la tasa de crecimiento. En macroalgas los requerimientos y adsorción de los nutrientes están directamente relacionados con la proporción superficie-área: volumen (S-A:V) por lo que las algas foliosas se ven mayormente favorecidas, tales como las especies del género *Ulva* (Lotze y Schramm, 2000; Karez *et al.* 2004), aunque hay otras especies que también se ven favorecidas por el incremento en los nutrientes debido a su morfología (Pedersen y Borum 1996). Debido a la necesidad de nutrientes en el crecimiento aquel que se encuentre en menor proporción con respecto al otro será el nutriente limitante (Pedersen y Borum 1996). Se conoce que la identidad del nutriente que favorece el florecimiento macroalgal dependerá de las actividades que se realicen en la cercanía de este y de la especie que lo domine. Por ejemplo, en las aguas costeras tropicales y subtropicales, las fuentes de NID típicamente limitan la distribución, la productividad y la abundancia de los productores primarios como las macroalgas (Valiela *et al.* 1997; Teichberg *et al.* 2010; Thornber *et al.* 2012).

Aunque los florecimientos pueden ser de macroalgas verdes, rojas o pardas, aquellos formados por las algas verdes son los más evidentes. En sí, los florecimientos macroalgales no son nocivos, sin embargo, los impactos ecológicos de los florecimientos de macroalgales dependen de muchos factores, incluido el nivel de biomasa, la duración del florecimiento, la morfología de las especies involucradas, el

hábitat, y una variedad de factores físicos, químicos y biológicos locales (Lapointe y Van Alstyne, 2018).

En sitios del litoral de Gran Canaria se comparó la estructura de las comunidades algales en zonas influenciadas por vertederos de aguas residuales y en otras zonas libres de contaminación. Las especies dominantes fueron *Ulva rigida* seguida de *Corallina elongata* y *Cladophora* sp. en las zonas de vertederos de aguas residuales mientras que en los lugares no contaminados predominaron *Hypnea spinella*, *Jania rubens* y *Cladophora* sp. (O'shanahan-Roca *et al.* 2003). Scanlan *et al.* (2007), mencionan “efectos significativos” en la calidad del agua a partir de 700 a 1200 g m⁻² de *Ulva* sp. en costas del Reino Unido y la República de Irlanda ya que estas biomasas provocaron disminución de oxígeno y turbidez en el agua. Green *et al.* (2014) reportaron impactos significativos en invertebrados bentónicos después de un florecimiento de un mes de macroalgas del género *Ulva* de 1100 a 1200 g m⁻² en la Bahía Upper Newport, California, EE. UU.

Sutula *et al.* (2014) observaron que la biomasa macroalgal de 30 a 150 g m⁻² de *Ulva* sp. depende de la ubicación geográfica y las condiciones del medio en ocho estuarios de California, EE. UU. Otro ejemplo del incremento de los florecimientos macroalgales por enriquecimiento de nutrientes fue en el estuario de la Bahía de Waquoit, Massachusetts, EE. UU., en el cual se registró una biomasa de 6500 g m⁻² de *Gracilaria tikvahiae* estos florecimientos de macroalgas sobre la superficie del agua impidieron por completo la difusión de oxígeno de la columna agua, causando una disminución dramática en la producción de la planta acuática “hierba de anguila” (*Vallisneria americana*).

Uno de los grandes florecimientos de macroalgas fue el de *U. rigida* en el Mar Amarillo, en China, que abarcó un área de entre 13 mil y 30 mil km² en los años 2008 y 2009. Este florecimiento tuvo enormes repercusiones económicas y ecológicas; además de impactar el ecosistema, afectó a las industrias acuícola y turística. Su remoción generó costos considerables, por lo cual en los lugares más afectados se llegaron a recoger aproximadamente 1 millón de toneladas de peso húmedo de biomasa macroalgal (Ye *et al.* 2011).

En México los principales estudios sobre florecimientos macroalgales se han realizado en el Pacífico Norte. En el Golfo de California Ochoa-Izaguirre (1999) en el estero de Urías, Sinaloa, registró que las especies más abundantes fueron las del género *Ulva* (1270 g m⁻²) y *Gracilaria* (715 g m⁻²). Piñón-Gimate *et al.* (2008) en lagunas costeras del mismo estado reportaron durante la época de secas (mayo a junio) que *Spyridia filamentosa* tuvo la mayor biomasa (575 g m⁻²) en la laguna Ohuira, mientras que en la época de frías (febrero) fue *Caulerpa sertularioides* (1801 g m⁻²) y en el sistema lagunar Santa María-La Reforma durante la época de lluvias (agosto a octubre) fue *Gracilaria vermiculophylla* (2907 g m⁻²), la mayor cobertura de macroalgas estuvo relacionada con las concentraciones de nutrientes más altas.

En la Bahía de la Paz, Baja California Sur, Chávez-Sánchez *et al.* (2017) reportaron las mayores biomásas de la especie *Ulva ohnoi* (como *U. rigida*) durante las épocas de primavera y verano, en Casa del Marino, el cual es un sitio que recibe influencia de actividades antropogénicas, esta especie incrementó progresivamente su biomasa de primavera 2013 (127 g m⁻²) a verano 2014 (169 g m⁻²) y a primavera 2015 (243 g m⁻²). El mayor reclutamiento y cobertura de *U. acanthophora* y *U. rigida* estuvieron relacionados con mayores concentraciones de NID, NT y PT.

2.5 Isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$)

Los isótopos estables de nitrógeno se han convertido en una herramienta ampliamente utilizada para conocer las fuentes de contaminación por N (Dailer *et al.* 2010; Ochoa-Izaguirre y Soto-Jiménez, 2015). La mayoría de los estudios en macroalgas se han realizado en aguas templadas y frías que reciben una o dos fuentes de N (Costanzo *et al.* 2003; Howarth 2008; Strauch *et al.* 2008).

La aplicación de la técnica de isótopos estables en macroalgas y pastos marinos (Valdez-Gómez, 2012) ha mostrado que las señales isotópicas de los productores primarios son muy variables. Raimonet *et al.* (2013) sugirieron que las macroalgas integran (parcial o totalmente) el $\delta^{15}\text{N}$ -DIN a lo largo del tiempo, aunque la respuesta metabólica de las macroalgas a los parámetros ambientales (e.g., turbidez,

temperatura y concentraciones DIN) podría modificar fuertemente los valores del $\delta^{15}\text{N}$ en el tejido de las macroalgas (Ochoa Izaguirre y Soto Jiménez, 2015).

Teichberg *et al.* (2010) reportaron un $\delta^{15}\text{N}$ de 15 ‰ en el género *Ulva* en la Bahía Jobos, Puerto Rico, la fuente inferida fueron aguas residuales, mientras que, en la Bahía San Antonio, Argentina, el valor fue de 6 ‰, lo que resaltó las condiciones oligotróficas de la bahía. En la laguna Indian River, en Florida, EE. UU, Lapointe *et al.* (2015), reportaron en *U. lactuca* valores del $\delta^{15}\text{N}$ de 6.3 ‰, lo cual estuvo relacionado con las fuentes de N de varias fosas sépticas, así mismo En la Bahía de Moreton, Argentina (Costanzo *et al.* 2001) reportaron una señal de 9 ‰ de varias macroalgas (no identificadas), indicando que la fuente de N procedía de cargas de aguas residuales.

En el Golfo de California Ochoa-Izaguirre y Soto-Jiménez (2015), reportaron los valores del $\delta^{15}\text{N}$ en la especie *C. sertularioides* que fueron de 10.3 a 11.5 ‰ para la temporada de secas y de 1.9 a 4.5 ‰ en la temporada de lluvias (julio a octubre); para *G. vermiculophylla* fueron de 13.7 a 14.4 ‰ en secas (mayo a junio) y de 10.5 a 12.5 ‰ en lluvias, mientras que para el grupo de las *Ulva* spp. fueron de 13.1 a 14.6 ‰ en secas, y en lluvias fueron de 6.3 a 14.7 ‰. El mayor porcentaje de contribución de fuentes antropogénicas (50 a 60 %) provenían del procesamiento de mariscos y aguas residuales.

En la Bahía de la Paz, Baja California Sur, Piñón-Gimate *et al.* (2017) utilizaron el $\delta^{15}\text{N}$ en macroalgas del género *Ulva* para distinguir entre las fuentes de nitrógeno en tres sitios con diferentes sustratos y actividades antropogénicas entre febrero y diciembre de 2013. Los valores del $\delta^{15}\text{N}$ de las diferentes especies varió según el sitio y la temporada. *U. acanthophora*, en Casa del Marino, presentó un valor de $\delta^{15}\text{N} = 17.1 \pm 0.2$ ‰ en octubre y en San Juan de la Costa fue de 19.5 ± 1.3 ‰ en mayo, en octubre. Para El Tecolote se reportó un $\delta^{15}\text{N}$ de 7.9 ± 0.3 ‰ para *U. lactuca* en mayo. Las fuentes identificadas fueron la influencia de aguas residuales en Casa del Marino y de desechos de pesca en San Juan de la Costa.

Como se puede observar los indicadores de calidad del agua son herramientas ampliamente utilizadas alrededor del mundo, mientras que en la región los estudios son pocos en este sentido.

3. JUSTIFICACIÓN

La eutrofización es inducida por el exceso de nutrientes en el agua que provoca la proliferación de algas. En nuestro país existen pocos estudios acerca de la condición ambiental de los cuerpos de agua costeros sometidos a presión antropogénica por el vertimiento de las aguas residuales sin tratamiento, por lo que representa una línea de interés científico y socioeconómico por los bienes y servicios ambientales que proporcionan las zonas costeras (Vargas-González *et al.* 2014).

En los últimos años, las macroalgas efímeras han sido consideradas como indicadores de las condiciones en el ambiente, formando florecimientos que pueden volverse ecológica y económicamente destructivos (Piñón-Gimate *et al.* 2008; Leliaert *et al.* 2009; Melton *et al.* 2016).

Debido a la importancia de las zonas costeras, es de gran interés determinar la calidad del agua, a través del índice de estado trófico (TRIX), la biomasa macroalgal y las señales isotópicas lo cual proporcionará información del estado de salud del ecosistema.

4. HIPÓTESIS

A un mayor valor de estado trófico se observará una mayor biomasa y señal isotópica de macroalgas efímeras en la Bahía de La Paz.

5. OBJETIVO GENERAL

Determinar el estado trófico y su relación con la biomasa de macroalgas efímeras, así como del $\delta^{15}\text{N}$, en la Bahía de la Paz, Baja California Sur, México.

5.1 Objetivos específicos

1. Determinar la variabilidad estacional de los parámetros hidrográficos, los nutrientes y la clorofila *a* en San Juan de la Costa, Casa del Marino y El Tecolote.
2. Obtener la variabilidad estacional de la biomasa de macroalgas efímeras en San Juan de la Costa, Casa del Marino y El Tecolote.
3. Estimar el estado trófico y determinar su relación con la biomasa de las macroalgas efímeras en San Juan de la Costa, Casa del Marino y El Tecolote.
4. Inferir las fuentes de nitrógeno al sistema mediante los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en tejido de macroalgas efímeras.

6. MATERIAL Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

La Bahía de la Paz es un cuerpo de agua semi-protegido ubicado en la zona litoral occidental del Golfo de California ($24^{\circ} 06' \text{N}$ y $24^{\circ} 47' \text{N}$ y entre $110^{\circ} 18' \text{W}$ y $110^{\circ} 45' \text{W}$). Tiene una superficie de 1200 km^2 y está limitada al oeste y sur por la península de Baja California y por el complejo de isla de Espíritu Santo. La conexión con el Golfo de California es a través del canal de San Lorenzo ubicado en su lado occidental y Boca Grande (entre la Isla San José y Espíritu Santo). Esta bahía alberga una gran variedad de ambientes marinos y costeros como playas arenosas, playas rocosas, lagunas costeras, esteros y manglares, por ello tiene alta diversidad biológica. Las corrientes en la bahía son determinadas principalmente por la marea y éstas son intensas en las partes someras (región sur) y en el Canal de San Lorenzo. Durante el flujo o reflujo de la marea, se han registrado velocidades máximas cercanas a 1 m s^{-1} en el Canal de San Lorenzo y en la parte sur (Obeso-Nieblas, 2003).

El clima es árido seco, la evaporación anual (2387.2 mm) supera la precipitación anual (185 mm); la precipitación máxima en la bahía se presenta entre julio y octubre y se asocia con tormentas tropicales y huracanes. Los vientos dominantes vienen del noroeste de noviembre a marzo. Las aguas cálidas son predominantemente aguas superficiales ecuatoriales que fluyen desde el golfo hasta la bahía. Una vez allí, debido

a los procesos de evaporación, la salinidad del agua aumenta a más de 35 ups, convirtiéndose así en una masa de agua del Golfo de California (Monreal-Gómez *et al.* 2001; González-Acosta *et al.* 2018). Se tienen rangos de temperatura del aire registrados en los meses de marzo a junio de 17.4 a 27.1°C; de julio a octubre: 24.4 a 30.1 ° C; de noviembre a febrero de 15.2 a 19.3 ° C; mientras que los patrones de precipitación en los meses más lluviosos registrados son de julio a octubre de 2.1 hasta 102.3 mm/mes (INEGI, 2010).

6.2 Descripción de los sitios

Los muestreos se llevaron a cabo en la Bahía de La Paz. Considerando la información que se obtuvo del Laboratorio de Macroalgas del CICIMAR-IPN y teniendo como base que un florecimiento macroalgal es una proliferación que cubre una extensión > 50 m paralelos a la costa y que cada una de las especies formadoras del florecimiento tendría un peso húmedo > 1 g m⁻² (Piñón-Gimate *et al.* 2008), se eligieron tres sitios de muestreo en donde se encontraron florecimientos (Fig. 1):

- San Juan de la Costa (SJC), en este sitio se encuentra una mina de fosfato que fue establecida hace tres décadas. La mina utiliza agua durante la extracción de fosforita que es tratada y luego se libera en el océano. Además, hay cientos de trabajadores (900 registrados en 2013) que viajan todos los días a la mina y otros que viven en la comunidad de San Juan de la Costa, con lo cual se generan aguas residuales, además de las aguas residuales de la mina y del drenaje de la presa de relave, el drenaje de este asentamiento humano y de la mina se trata parcialmente y se libera en el océano a través de un arroyo (Mesa-Zavala, 2013). En este sitio la profundidad promedio es de 1 m, con sustrato de limo, arena muy fina y rocas pequeñas, se presenta poco oleaje, generalmente el agua es turbia.
- Casa del Marino (CM) es el sitio que se encuentra en el malecón de la ciudad de La Paz ubicado al sur de la bahía, adyacente al canal de mareas, tiene una profundidad promedio de 1 m, con sustrato de arena muy fina, limo, parte cubierto por algunas rocas, restos de conchas y corales, se presenta poco oleaje y generalmente el agua es clara. Debido a su ubicación se ha visto afectada por

actividades antropogénicas, el sustrato natural se ha modificado y se ha agregado material inorgánico y orgánico, hace tiempo se construyó un rompeolas de roca para moderar aún más el oleaje (Cruz-Ayala *et al.* 1998); sin embargo, este se encuentra ya en ruinas (obs. Pers.).

- El Tecolote (TE), es un sitio que en donde no se desarrollan actividades antropogénicas (Piñón-Gimate *et al.* 2017), este sitio tiene una profundidad de 0.5 m, con un sustrato de plataforma rocosa, presenta un oleaje moderado, generalmente el agua es muy clara (Velasco-García, 2009; Chávez-Sánchez *et al.* 2017).

Cada sitio se visitó durante la marea baja, en los meses de febrero, mayo, agosto y octubre del 2018, los cuales fueron tomados como representativos de las épocas del año (invierno, primavera, verano y otoño). Estos florecimientos macroalgales se georreferenciaron con un GPS y sus límites fueron marcados en la costa como referencia. La superficie de cada uno de ellos es de aproximadamente 150 m x 100 m: 15 000 m² para San Juan de la Costa, 200 x 100 m: 20 000 m² para Casa del Marino y 50 m x 30 m: 1 500 m² para El Tecolote.

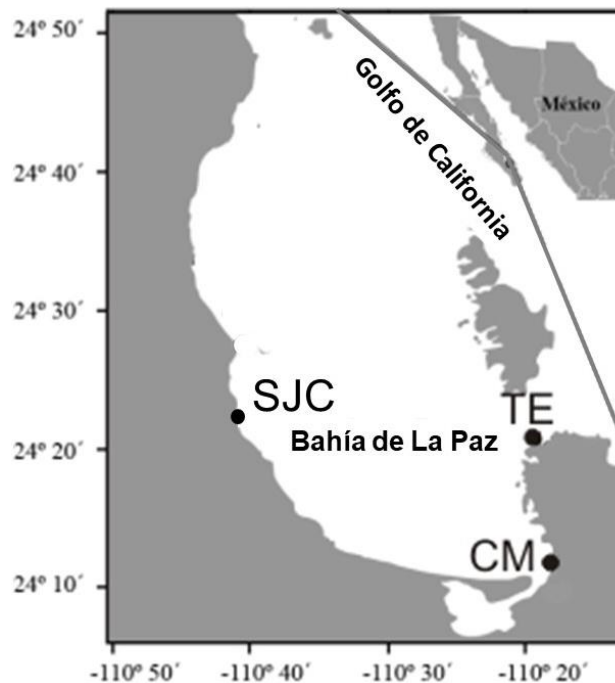


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo en la Bahía de La Paz: San Juan de la Costa (SJC), Casa del Marino (CM) y El Tecolote (TE).

6.3 Parámetros hidrográficos

En cada sitio se midieron los parámetros hidrográficos superficiales de la columna del agua como: temperatura, salinidad y oxígeno disuelto, mediante una Sonda multiparámetros HORIBA modelo U-5000. Así mismo, en cada sitio dentro del florecimiento se tomaron muestras de agua subsuperficiales (1 L) por triplicado, para determinar la concentración de nutrientes inorgánicos: nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), amonio (NH_4^+), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT) y ortofosfatos (PO_4^{3-}). Los NO_2^- se determinaron mediante la sulfanilamida en solución ácida, los NO_3^- se midieron como NO_2^- , posterior a su reducción en una columna de Cadmio, el NH_4^+ mediante el método de fenolhipoclorito, los PO_4^{3-} mediante el azul de molibdato, las concentraciones se expresan en μM (Strickland y Parsons, 1972). La concentración de Cl *a* de la superficie se obtuvo mediante el método de Parsons *et al.* (1984) las muestras de agua se filtraron utilizando una bomba de vacío equipada con un sistema de filtración, empleado filtros de fibra de vidrio GF/F Whatman de 24 mm de diámetro. El filtrado obtenido fue envuelto en papel aluminio, etiquetado y congelado, hasta su procesamiento. Los filtros se maceraron con una varilla de vidrio en un tubo de ensayo previamente forrado con papel aluminio para evitar el contacto con la luz, se agregaron 10 ml de acetona al 90%. Posteriormente el sobrante se depositó en una celda de cuarzo de 5 cm. Su lectura se realizó en un espectrofotómetro UV/VIS modelo OPTIZEN POP, con longitudes de onda de: 630, 647, 664, 750 nm.

6.4 Determinación del Índice TRIX

El estado trófico se estimó mediante el índice TRIX (Vollenweider *et al.* 1998) con la siguiente ecuación:

$$\text{TRIX} = (\log (\text{Cl } a \times \% \text{ Sat. OD} \times \text{NID} \times \text{PO}_4^{3-}) + 1.5) / 1.2$$

Donde: TRIX: es el índice del estado trófico, Cl *a*: es la concentración de Clorofila *a* en mg m^{-3} , OD: es el valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, es decir: $|100 - \% \text{ OD}|$, NID: es la concentración del nitrógeno inorgánico disuelto total ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$) en μg , PO_4^{3-} : es la concentración del fósforo inorgánico disuelto en μg . Las constantes 1.5 y 1.2 se refieren,

respectivamente, a los valores mínimos de las variables que componen el índice. Los valores obtenidos se buscaron en la siguiente tabla que contiene los 10 niveles de jerarquía en que está diseñado el índice (Tabla 1).

Tabla 1. Nivel trófico y calidad del agua asociado con el índice TRIX (Vollenweider *et al.* 1998).

Valor del índice TRIX	Nivel de estado trófico	Estado de la calidad del agua	Características del agua
0 – 4	Oligotrófico	Alta	Aguas poco productivas, nivel trófico bajo
4 – 6	Mesotrófico	Buena	Agua moderadamente productiva, nivel trófico medio
6 – 8	Eutrófico	Mala	Agua entre moderada y altamente productiva, nivel trófico alto
8 – 10	Hipertrófico	Pobre	Agua altamente productiva, nivel trófico más alto

6.5 Biomasa macroalgal

Adicionalmente, se midió la biomasa de las especies de macroalgas efímeras más importantes formadoras de florecimientos macroalgales (se colocaron 3 transectos perpendiculares a la línea de costa, cada uno dividido en 5 puntos equidistantes entre sí y en cada uno se tomaron muestras de las macroalgas en un cuadrante de un metro cuadrado). Las macroalgas se colectaron a mano por buceo libre, se lavaron con agua de mar, se separaron y se transportaron al Laboratorio de Macroalgas del CICIMAR-IPN. Se lavaron con agua dulce para remover los epibiontes. Posteriormente se llevó a cabo la identificación con claves especializadas para el Golfo de California que consideran la morfología y anatomía de las especies (Abbott y Hollenberg, 1992; Norris, 2010 y Norris *et al.* 2017). Se separaron por especie, se pesaron en una balanza digital OHAUS modelo CS2000 para obtener la biomasa, de aquí se determinaron cuáles serían consideradas las especies formadoras de florecimientos con características de efímeras y de mayores biomásas que fueron las del género

Caulerpa, *Ceramium*, *Cladophora*, *Ulva*, *Acanthophora*, *Gracilaria* y *Spyridia*. Estas macroalgas se secaron en un horno Thermo scientific modelo OMS10) a 65°C durante 24 a 48 hrs, para después ser resguardadas en el Laboratorio de Macroalgas del CICIMAR-IPN.

6.6 Determinación de la composición isotópica del nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$)

Posteriormente las muestras macroalgas secas fueron homogeneizadas usando mortero de ágata. De cada muestra se pesó de 1 mg en cápsulas de estaño, utilizando una microbalanza. El análisis de isótopos estables de nitrógeno se realizó en un espectrómetro de masas de relaciones isotópicas en el CICIMAR-IPN. Los valores de isótopos estables (δ) se calcularon mediante la siguiente fórmula (Boutton, 1991):

$$\delta^{15}\text{N} (\text{‰}) = [(R \text{ muestra} / R \text{ estándar}) - 1] \times 1000.$$

dónde: R de la muestra y estándar es la proporción $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, usando el nitrógeno atmosférico como referencia. La precisión de los análisis isotópicos de nitrógeno usando estándares de referencia certificados fue $< 0.2 \text{ ‰}$.

6.7 Análisis de los datos

Se calcularon las medias y los errores estándar. Previo al análisis estadístico se realizaron las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y Levene para verificar la normalidad del conjunto de datos y la homocedasticidad, respectivamente. Para determinar si existían diferencias significativas en los parámetros ambientales (temperatura, salinidad, y oxígeno disuelto), clorofila-*a*, concentración de nutrientes en la columna de agua y biomasa de macroalgas entre meses del año y sitios se llevó a cabo un análisis de varianza de dos vías (ANOVA) ($\alpha = 0.05$) y se realizaron comparaciones post hoc utilizando la prueba de Tukey ($p < 0.05$) (Zar, 2013). Así mismo se llevaron a cabo análisis de correlación de Pearsons. El término correlación significa relación mutua, e indica el grado en que los valores de una variable se relacionan con los valores de otra. Su objetivo es determinar la fuerza de la relación o dependencia lineal que existe entre dos variables o más. El grado de relación entre dos variables continuas se resume mediante un coeficiente de

correlación que se conoce como “r de Pearson” (Downie, 1986). El valor del índice de correlación varía en el intervalo [-1,1], el signo indica el sentido de la relación:

- Si $r = 1$, existe una correlación positiva perfecta. El índice indica una dependencia total entre las dos variables denominada relación directa: cuando una de ellas aumenta, la otra también lo hace en proporción constante.
- Si $r = 0$, no existe relación lineal. Pero esto no necesariamente implica que las variables son independientes: pueden existir todavía relaciones no lineales entre las dos variables.
- Si $r = -1$, existe una correlación negativa perfecta. El índice indica una dependencia total entre las dos variables llamada relación inversa: cuando una de ellas aumenta, la otra disminuye en proporción constante.

Este análisis se llevó a cabo con las variables de nutrientes, CI a y TRIX contra la biomasa de las diferentes especies de macroalgas.

Adicionalmente, las relaciones entre la biomasa, el índice TRIX, la clorofila a y los parámetros hidrográficos se exploró mediante análisis de componentes principales (ACP). En el análisis numérico, el criterio de significancia para cada componente (eigenvalue) es el valor propio intrínseco de ese factor, es decir si este valor es mayor a 1, el factor se considera significativo. Los mejores valores absolutos obtenidos de la matriz de correlación se utilizaron para explicar las relaciones dentro del plano de cada factor, valores con el mismo signo indican una correlación positiva, y diferentes signos una correlación inversa. Los análisis fueron realizados con el software STATISTICA 10 (StatSoft Inc. 2013).

7. RESULTADOS

7.1 Parámetros hidrográficos superficiales (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto)

La temperatura (°C) presentó diferencias significativas ($F_{6,94}=157.72$ $p < 0.05$) en el periodo de muestreo, siendo más baja en febrero y la más alta se registró agosto para los tres sitios (Fig. 2).

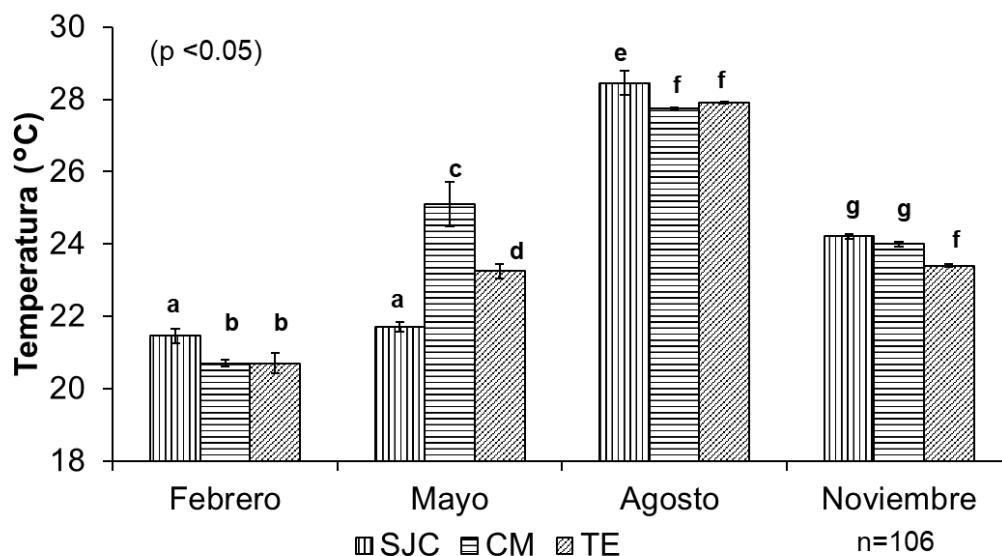


Figura 2. Temperatura superficial del mar promedio y desviación estándar en tres sitios de la Bahía de La Paz, durante febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018. Las letras denotan diferencias significativas.

La salinidad no presentó diferencias significativas ($F_{6,94}=1.3321$, $p > 0.05$) durante los muestreos, para los tres sitios en los cuatro meses del 2018 (Fig. 3).

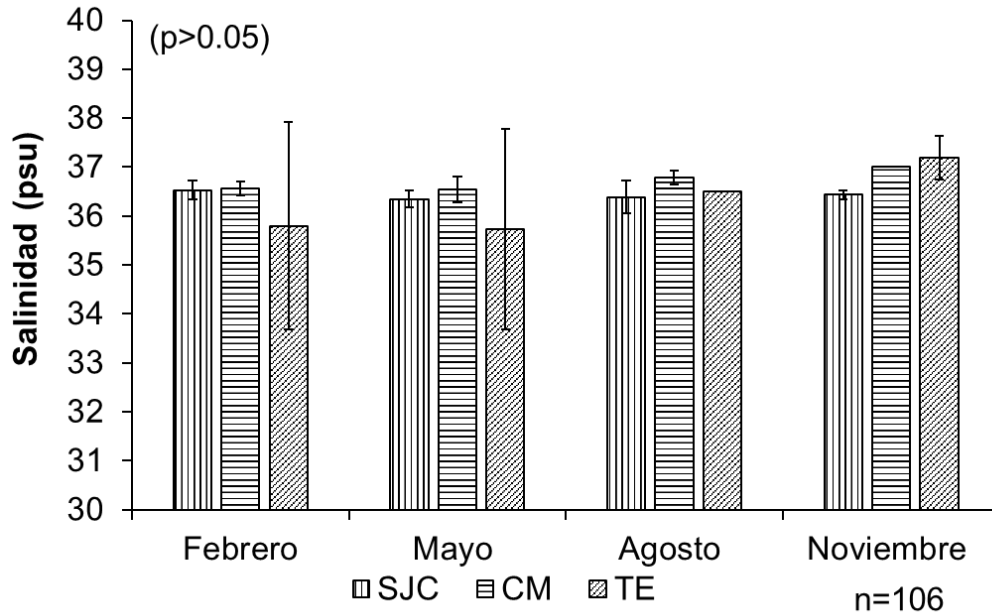


Figura 3. Salinidad superficial del mar promedio y desviación estándar en tres sitios de la Bahía de La Paz, en febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018.

El oxígeno disuelto presentó diferencias significativas ($F_{6,94}=48.237$, $p < 0.05$) durante los muestreos, las menores concentraciones se encontraron en Casa del Marino en mayo (2.87 ± 0.48 mg L⁻¹) y agosto (3.79 ± 0.26 mg L⁻¹) (Fig. 4).

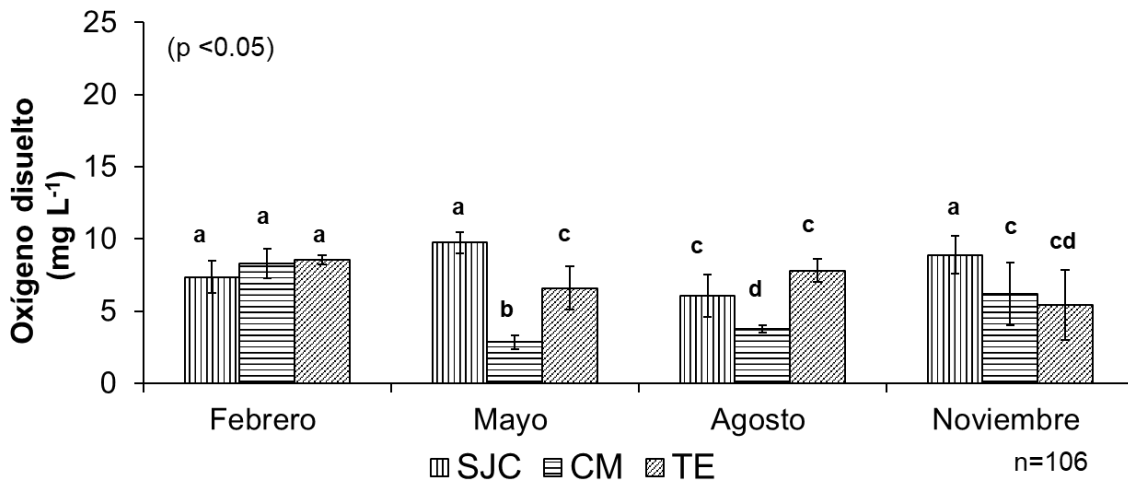


Figura 4. Concentración de oxígeno disuelto promedio y desviación estándar en tres sitios de la Bahía de La Paz, en febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018. Las letras denotan diferencias significativas.

7.2 Nitrógeno inorgánico disuelto y ortofosfatos

La concentración de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) presentó diferencias significativas ($F_{6,94}=4.2433$, $p < 0.05$) durante los muestreos. Las concentraciones más bajas se encontraron en El Tecolote en los cuatro meses (0.78 a $1.16 \mu\text{M}$). En San Juan de la Costa, la mayor concentración fue $21.7 \pm 11.9 \mu\text{M}$ durante mayo y las menores concentraciones en Casa del Marino ($1.16 \pm 0.14 \mu\text{M}$), San Juan de la Costa ($0.88 \pm 0.05 \mu\text{M}$) y El Tecolote ($0.78 \pm 0.04 \mu\text{M}$) se encontraron en noviembre (Fig. 5).

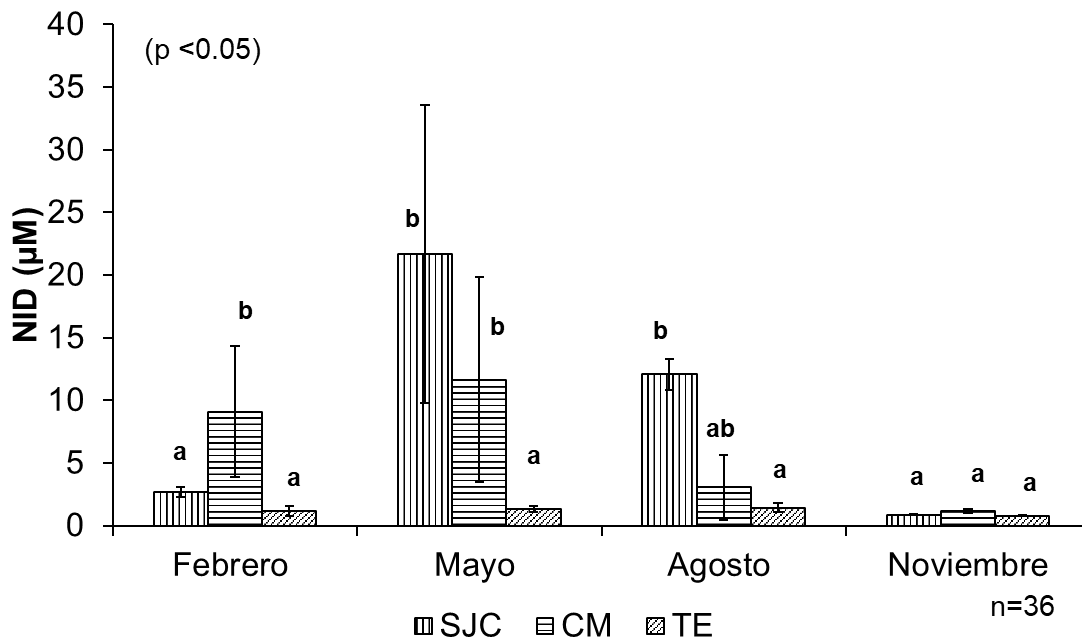


Figura 5. Concentración de nitrógeno inorgánico disuelto promedio y desviación estándar en tres sitios de la Bahía de La Paz, en febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018. Las letras denotan diferencias significativas.

Las concentraciones de ortofosfatos (PO_4^{3-}) presentaron diferencias significativas ($F_{6,24}=5.6381$, $p < 0.05$) durante los muestreos el valor más alto se registró en San Juan de la Costa en agosto ($22.05 \pm 15.2 \mu\text{M}$) (Fig. 6).

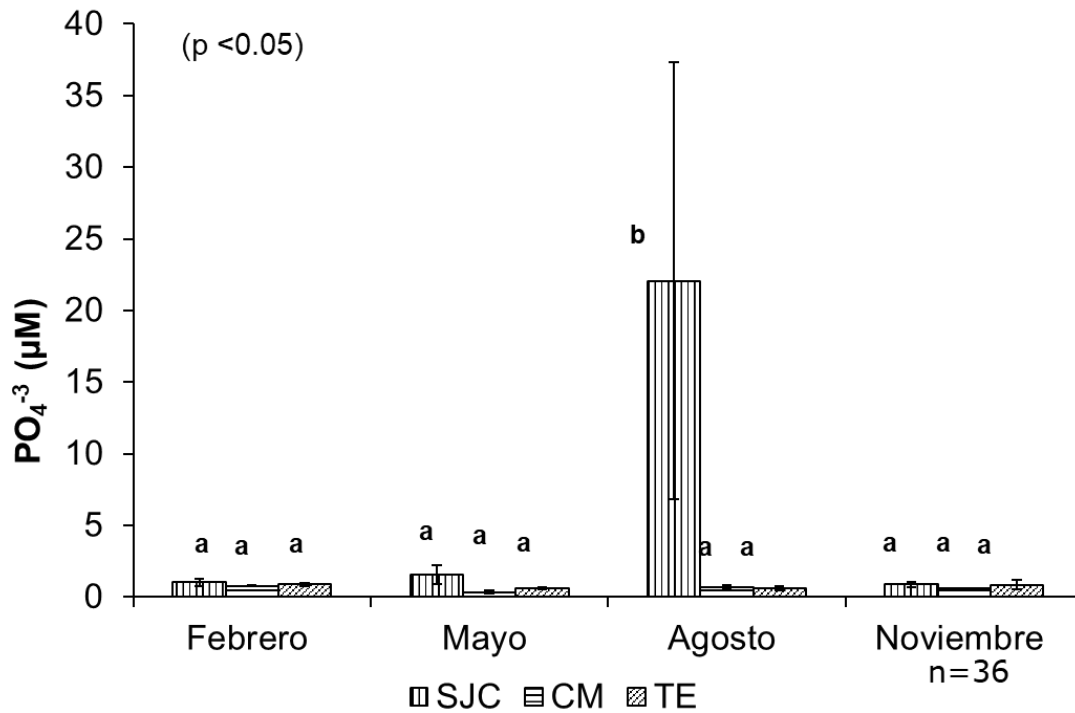


Figura 6. Concentración de ortofosfatos promedio y desviación estándar en tres sitios de la Bahía de La Paz, en febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018. Las letras denotan diferencias significativas.

7.3 Clorofila a

Los valores de clorofila a (Cl a) se presentaron diferencias significativas ($F_{6,24}=0.8892$, $p < 0.05$) con las mayores concentraciones en febrero en los tres sitios (1.40 a 2.12 mg m⁻³) y las menores concentraciones en agosto (0.31 a 0.64 mg m⁻³) (Fig. 7).

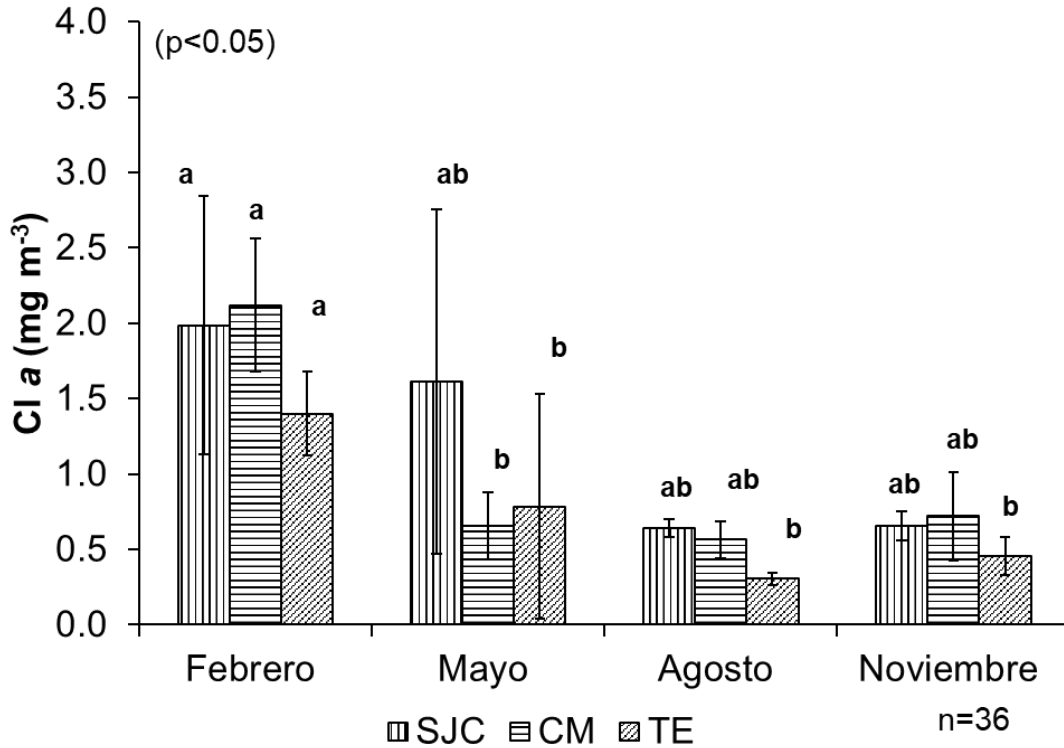


Figura 7. Concentración de Cl a promedio y desviación estándar en tres sitios de la Bahía de La Paz, durante febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018. Las letras denotan diferencias significativas.

7.4 Índice del estado trófico (TRIX)

Los valores de índice TRIX tuvieron diferencias significativas ($F_{6,24}=10.901$, $p < 0.05$) durante los muestreos, el valor más alto de 5.9 ± 0.70 (mesotrófico) correspondió al mes de agosto, en San Juan de la Costa y los valores más bajos (oligotrófico) se observaron en noviembre en los tres sitios de estudio.

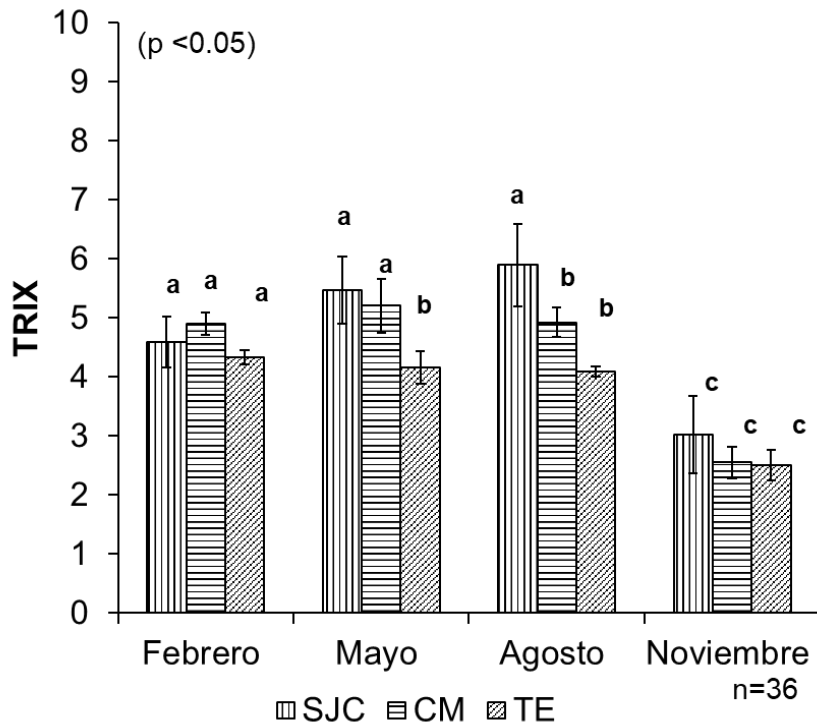


Figura 8. Valores del índice TRIX promedio y desviación en tres sitios de la Bahía de La Paz, durante febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018. Las letras denotan diferencias significativas.

7.5 Biomasa macroalgal

De las 28 especies y un género de macroalgas descritas en el periodo de muestreo 14 especies fueron catalogadas como macroalgas efímeras de rápido crecimiento (Lotze y Schramm 2000; Kamer *et al.* 2001; Porrello *et al.* 2003; Lapointe *et al.* 2004; McGlathery 2001). El grupo de las Chlorophyta presentó las mayores biomásas (Tabla 2).

Tabla 2. Especies de macroalgas encontradas en los tres sitios de la Bahía de La Paz durante febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018

Chlorophyta	Rhodophyta	Ochrophyta
<i>Bryopsis hypnoides</i>	<i>Acanthophora spicifera</i>	<i>Dictyota crenulata</i>
<i>Caulerpa sertularioides</i>	<i>Gracilaria crispata</i>	<i>D. dichotoma</i>
<i>Ceramium</i> sp.	<i>G. paquidermatica</i>	<i>Hydroclathrus clathratus</i>
<i>Cladophora columbiana</i>	<i>G. pinnata</i>	<i>Padina durvillei</i>
<i>Codium amplivesiculatum</i>	<i>G. spinifera</i>	<i>P. gymnospora</i>
<i>Ulva acanthophora</i>	<i>G. subsecundata</i>	<i>P. mexicana</i>
<i>U. torta</i>	<i>Hypnea spinella</i>	<i>Rosenvingea intricata</i>
<i>U. tepida</i>	<i>Laurencia pacifica</i>	<i>Sargassum sinicola</i>
<i>U. ohnoi</i>	<i>Osmundea sinicola</i>	
	<i>Palisada papillosa</i>	
	<i>Rhodymenia divaricata</i>	
	<i>Spyridia filamentosa</i>	

La especie que tuvo la mayor biomasa fue *Ulva ohnoi* y presentó diferencias significativas entre los sitios y los meses de muestreo ($F_{6,24}=1.5531$., $p < 0.05$). En febrero fue la especie que dominó con la mayor biomasa de 44.79 g m^{-2} en El Tecolote y con menor biomasa de 20.62 g m^{-2} en Casa del Marino y San Juan de la Costa con 7.90 g m^{-2} . En mayo, la especie *U. ohnoi* volvió a dominar con la mayor biomasa de 100.30 g m^{-2} en Casa del Marino, y El Tecolote con 90.48 g m^{-2} , mientras que, la menor biomasa de 22.71 g m^{-2} se encontró en San Juan de la Costa. La especie *Acanthophora spicifera* fue la segunda especie que presentó las mayores biomásas. En agosto presentó diferencias significativas ($F_{6,24}=2.7134$, $p < 0.05$) con la mayor biomasa de 35.91 g m^{-2} en Casa del Marino. La siguiente especie fue *Spyridia filamentosa*, que presentó diferencias significativas ($F_{6,24}=6.95442$, $p < 0.05$) con la mayor biomasa de 15.7 g m^{-2} en El Tecolote. En noviembre, disminuyó la riqueza específica de macroalgas y *S. filamentosa* presentó la mayor biomasa con 57 g m^{-2} en El Tecolote (Fig. 9).

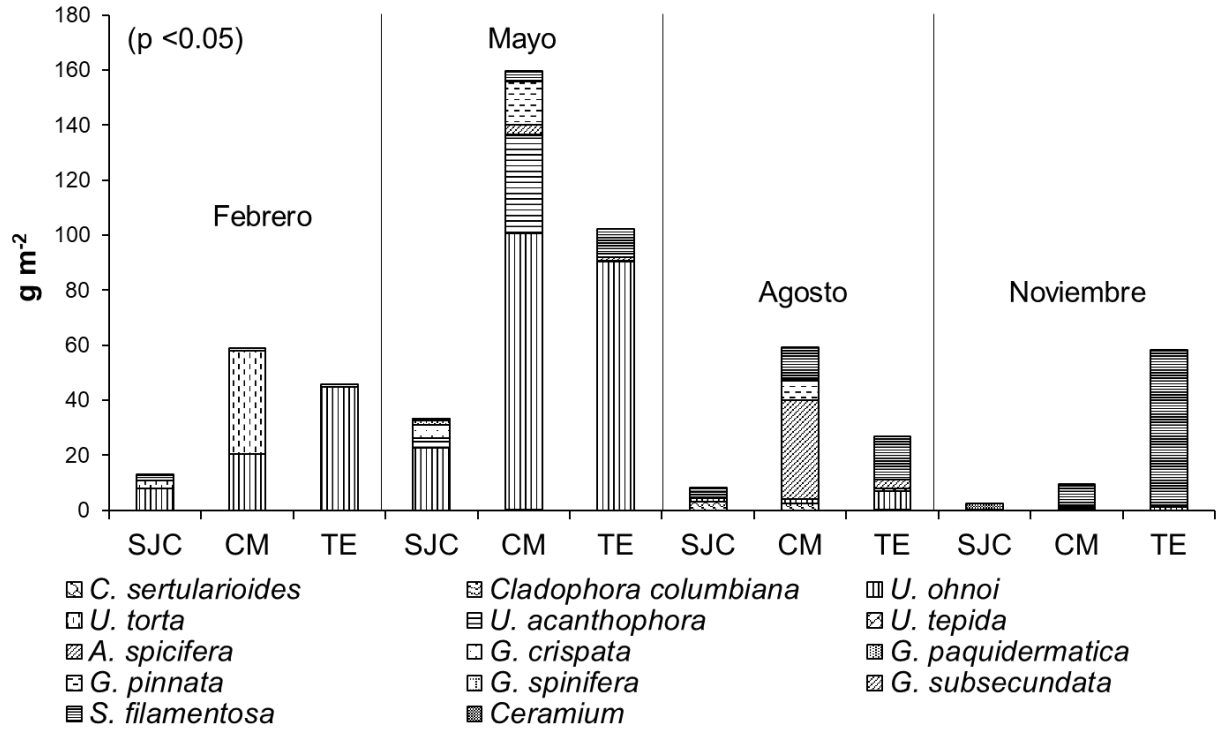


Figura 9. Biomasa promedio de especies de macroalgas efímeras en tres sitios de la Bahía de La Paz, en febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018.

Las mayores biomásas macroalgales se presentaron en mayo, cuando también se encontró un estado mesotrófico, mientras que, en noviembre se encontraron las menores biomásas, cuando se presentó un estado oligotrófico (Tabla 3).

Tabla 3. Mayor biomasa promedio (g m⁻²) y mayor estado trófico por mes y sitio de muestreo. Negritas indican el valor más alto de biomasa y/ o estado trófico por sitio.

Sitio	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
SJC	Mesotrófico (4.6) <i>U. ohnoi</i> (7.9)	Mesotrófico (5.5) <i>U. ohnoi</i> (22.7)	Mesotrófico (5.9) <i>C. sertularioides</i> (3.1)	Oligotrófico (3.0) <i>Ceramium</i> sp (2.11)
	Mesotrófico (4.9) <i>U. torta</i> (32.1)	Mesotrófico (5.2) <i>U. ohnoi</i> (100.3)	Mesotrófico (4.9) <i>A. spicifera</i> (35.9)	Oligotrófico (2.6) <i>S. filamentosa</i> (8.2)
TE	Mesotrófico (4.3) <i>U. ohnoi</i> (44.8)	Mesotrófico (4.2) <i>U. ohnoi</i> (90.4)	Mesotrófico (4.1) <i>S. filamentosa</i> (15.7)	Oligotrófico (2.5) <i>S. filamentosa</i> (57.0)

7.6 Correlación de Pearson

La correlación de Pearson entre el índice del estado trófico (TRIX) en el sitio de San Juan de la Costa se correlaciono positivamente con la biomasa de *U. ohnoi* ($r = 1.00$) durante febrero (Fig. 10), con una correlación negativa con *G. crispata* ($r = -1.00$) durante agosto. Mediante este análisis se observó que en general las macroalgas están correlacionadas positivamente con las concentraciones de nutrientes las cuales a su vez aumenta o disminuye el estado trófico en San Juan de la Costa que puede variar con el mes y la especie (Figs. 10 y11)

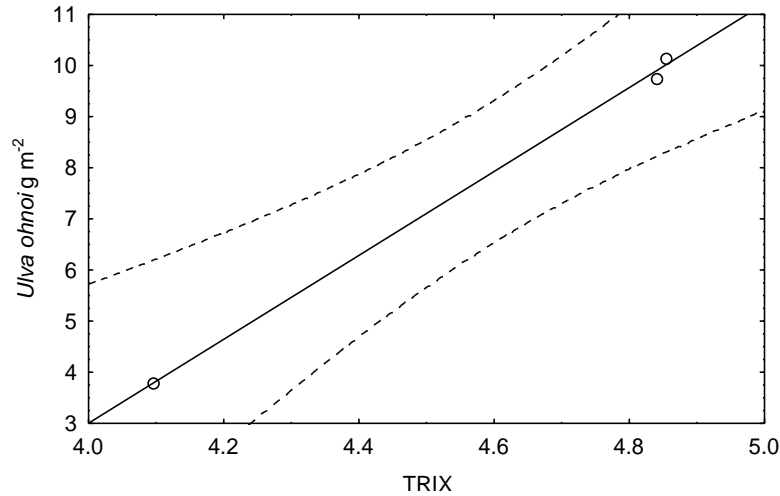


Figura 10. Grafica de dispersión índice TRIX vs *U. ohnoi* en San Juan de la Costa durante febrero del 2018.

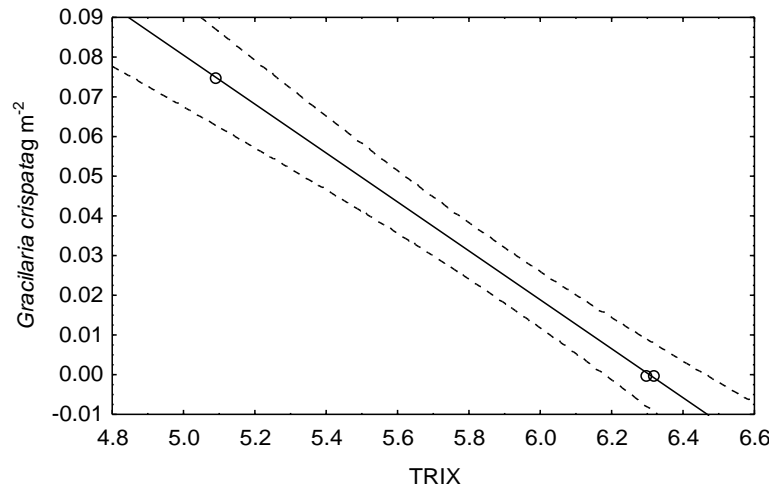


Figura 11. Grafica de dispersión índice TRIX vs *G. crispata* en San Juan de la Costa durante agosto del 2018.

En Casa del Marino no hubo correlaciones significativas entre los valores del índice TRIX y las biomásas de macroalgas, en general las correlaciones se dieron con los nutrientes en este sitio dependiendo de la especie. En El Tecolote se presentó una correlación negativa significativa ($p < 0.05$) de la biomasa de *U. ohnoi* con la temperatura superficial del mar durante noviembre ($r = -1.00$; Fig. 12).

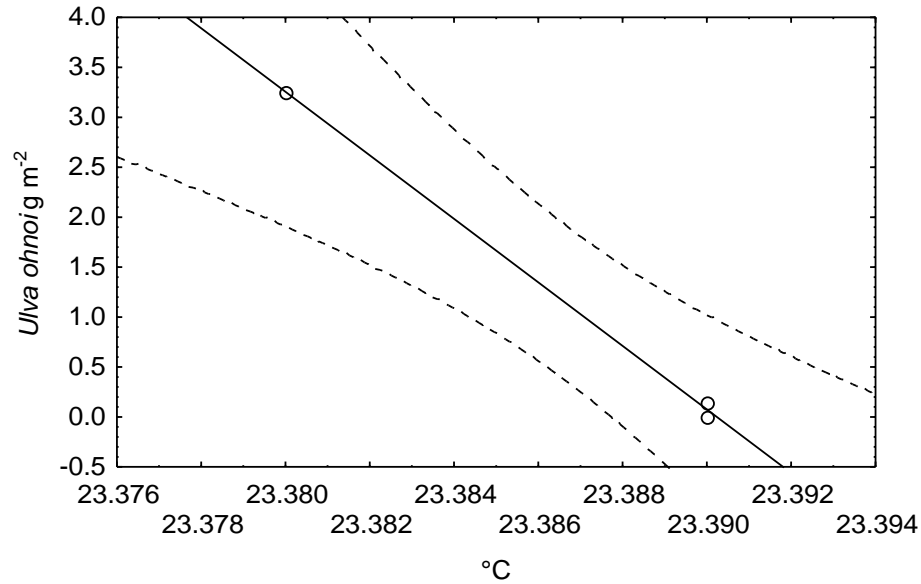


Figura 12. Gráfica de dispersión *U. ohnoi* vs temperatura superficial del mar (°C) en San Juan de la Costa durante agosto del 2018.

7.7 Análisis de componentes principales

Para el análisis de componentes principales (ACP) para los tres sitios durante los cuatro meses del 2018 se observó que dos componentes tuvieron un eigenvalor significativo. Los dos primeros componentes principales del análisis explicaron el 82.70 % de la varianza acumulada (Tabla 4). Se observó que un mayor valor de índice TRIX, el NT y el PT se relacionaron positivamente con la biomasa de *Caulerpa sertularioides*, *C. columbiana*, *G.spinifera* y *G. subsecundata* es decir que a una mayor concentración de nutrientes totales se encontraría una mayor biomasa de esta especie en el factor uno; mientras que en el factor dos la biomasa de *C. sertularioides* y *G. subsecundata* se relacionó con la temperatura (Tabla 5).

Tabla 4. Valores propios de la matriz de correlación y estadísticas relacionadas

	Eigenvalor	% de varianza total	Eigenvalor acumulado	% de la varianza acumulado
1	1.99	49.8	1.99	49.80
2	1.32	32.90	3.31	82.70

Tabla 5. Factor de las variables, basado en correlación (Base ACP). Valores del índice TRIX (TRIX) temperatura superficial del mar (°C), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), biomasa de *C. sertularoides* (Cs), biomasa de *C. columbiana* (Cc), biomasa de *U. ohnoi* (Uo), biomasa de *U. acanthophora* (Ua), biomasa de *U. tepida* (Ut), biomasa de *A. spicifera* (As), biomasa de *G. crispata* (Gc), biomasa de *G. paquidermatica* (Gp), biomasa de *G. pinnata* (Gpi), biomasa de *G. spinifera* (Gp) biomasa de *G. subsecundata* (Gs), biomasa de *S. filamentosa* (Sf), biomasa de *Ceramiun* sp (Ce).

	Factor 1	Factor 2
TRIX	0.90886	0.19293
°C	0.32513	-0.84650
NT	0.71034	0.60527
PT	0.74544	-0.44279
*Cs	0.57856	-0.65726
*Cc	0.81010	0.00110
*Uo	0.14722	0.43081
*Uto	-0.00445	0.36674
*Ua	0.29092	0.25880
*Ut	-0.01792	-0.24078
*As	0.08267	-0.25191
*Gc	0.37153	0.50390
*Gp	0.58625	0.36227
*Gpi	0.29713	0.06947
*Gs	0.72616	-0.53410
*Gsu	0.26298	0.46598
*Sf	-0.43414	-0.24053
*Ce	-0.28380	-0.14464

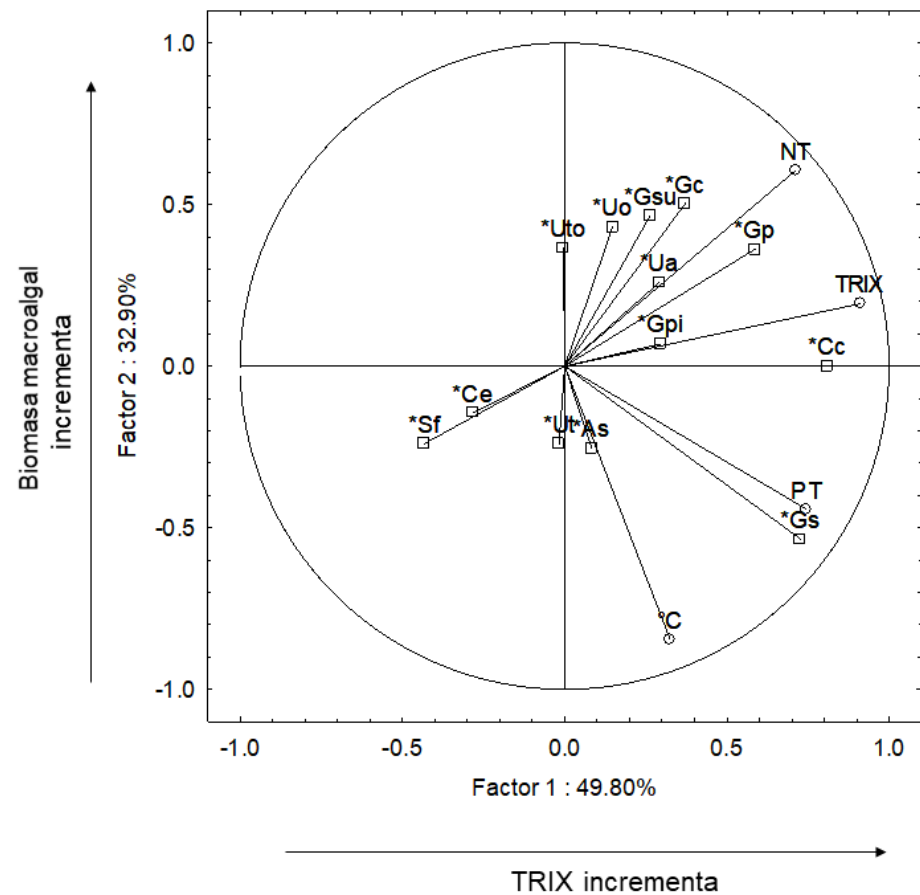


Figura 13. Análisis de componentes principales (ACP). A) Factor 1 vs. Factor 2, y B) Factor 1 vs. Factor 3, índice TRIX (TRIX), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT) biomasa de *C. sertularoides* (Cs), biomasa de *C. columbiana*, biomasa de *U. ohnoi* (Uo), biomasa de *U. acanthophora* (Ua), biomasa de *U. tepida* (Ut), biomasa de *A. spicifera* (As), biomasa de *G. crispata* (Gc), biomasa de *G. paquidermatica* (Gp), biomasa de *G. pinnata* (Gpi), biomasa de *G. spinifera* (Gp) biomasa de *G. subsecundata* (Gs), biomasa de *S. filamentosa* (Sf), biomasa de *Ceramium sp* (Ce).

7.8 $\delta^{15}\text{N}$ en tejido macroalgal

La señal del $\delta^{15}\text{N}$ del tejido de las macroalgas presentaron diferencias significativas ($F_{43,49}=47.245$, $p < 0.05$) durante los meses de muestreo. La especie *U. ohnoi* (90.5 g m^{-2}) presentó una señal isotópica de $8.24 \pm 0.69 \text{ ‰}$ en El Tecolote durante mayo, mientras que en febrero fue $7.08 \pm 0.37 \text{ ‰}$ en el mismo sitio; mientras que la señal isotópica más alta para la misma especie fue de $15.02 \pm 0.01 \text{ ‰}$ en Casa del Marino durante agosto. El resto de las especies presentaron valores de entre 9.5 a 14.1 ‰ para San Juan de la Costa, 10.9 a 15.0 ‰ para Casa del Marino y 5.4 a 8.5 ‰ para El Tecolote. La señal más baja correspondió a *U. tepida* en El Tecolote (5.4 ± 1.14) en el mes de Agosto (Fig. 11).

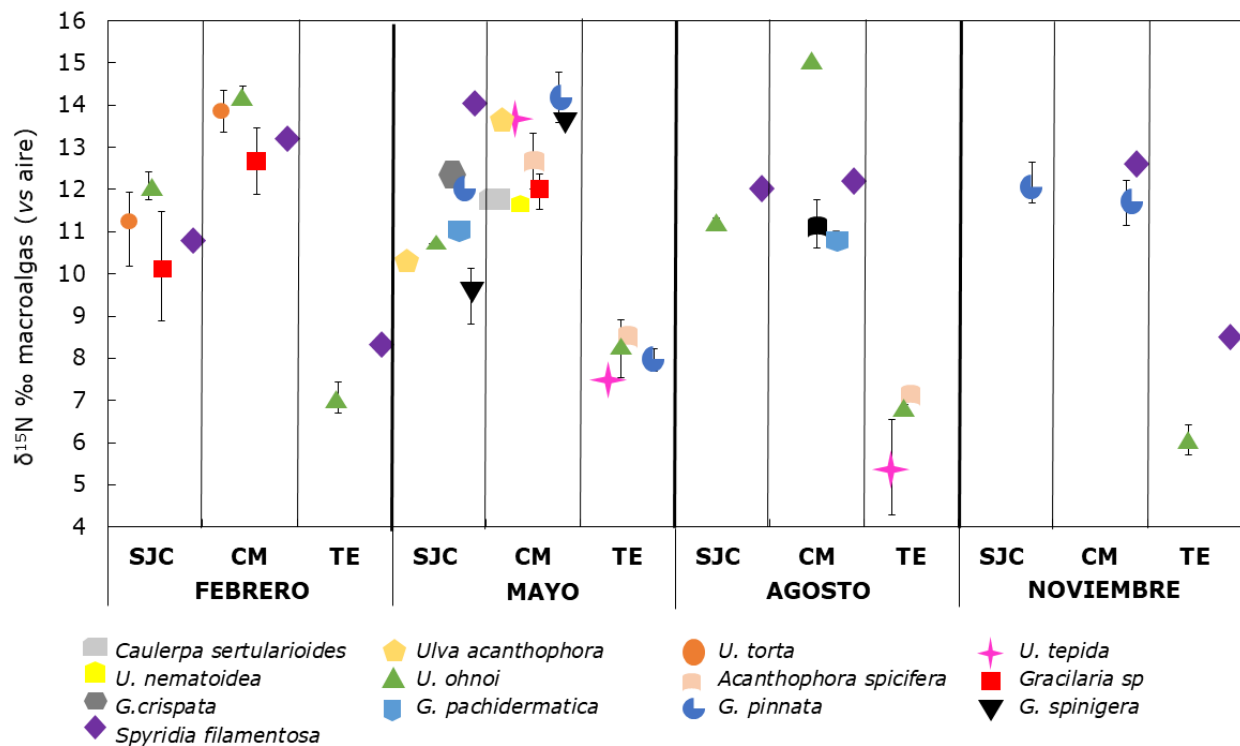


Figura 14. $\delta^{15}\text{N}$ del tejido de macroalgas de los sitios de la Bahía de la Paz durante febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018.

8. DISCUSIÓN

8.1 Parámetros hidrográficos superficiales (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto)

Los valores de temperatura superficial del mar estuvieron en un intervalo de 20.7 a 27.9 °C en los tres sitios durante los cuatro meses de estudio, lo cual fue consistente con los valores de temperatura en la Bahía de La Paz (Piñón-Gimate *et al.* 2009; Chávez-Sánchez *et al.* 2017). Se ha observado que la temperatura superficial del mar > 20 °C es favorable para la formación de florecimientos de macroalgas del género *Ulva* (Liu *et al.* 2013; Huo *et al.* 2015). La salinidad no presentó diferencias significativas en los tres sitios durante todo el estudio, Chávez-Sánchez (2012) reportó un intervalo de salinidad entre 33 y 36 ups, el cual es ligeramente más amplio al observado en este trabajo (36.2 y 37.2 ups), al no presentar diferencias significativas, se sugiere que algo característico de los sistemas subtropicales en el Golfo de California (Martínez-López *et al.* 2001; Obeso-Nieblas *et al.* 2008; Escobedo-Urías, 2010; Arreola-Lizárraga *et al.* 2016; Aviña-Hernández, 2018). Las concentraciones de oxígeno disuelto (3 a 9.8 mg L⁻¹) en los tres sitios fueron ligeramente distintas a lo encontrado por Escobedo-Urías (2010) en las lagunas Topolobampo-Ohuira-Santa María, El Tobári, Los Lobos y Bahía Guaymas (6 a 8.4 mg L⁻¹) y lo encontrado por Ruiz-Ruiz *et al.* (2017) en el Estero El soldado (3.4 a 13.7 mg L⁻¹) (Tabla 9), aunque estos valores son normales en aguas superficiales debido a los procesos de mezcla dados por el movimiento de la misma que propician el intercambio de oxígeno con la atmósfera (Aviña-Hernández, 2018). La concentración de oxígeno disuelto cumple con requerimientos biológicos para la respiración de los organismos (Best *et al.* 2007).

Tabla 6. Parámetros hidrográficos (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto) reportados por la literatura para diferentes cuerpos de agua del alrededor del mundo, Golfo de México y Pacífico Mexicano, y este estudio. SL= sistema lagunar, L=laguna, NIm= no impactada, I= impactada, S=secas o estiaje, LI= lluvias.

Cuerpo de agua	Temperatura (°C)	Salinidad (ups)	Oxígeno disuelto (mg L-1)	Referencia
México				
Golfo de México				
Zona costera de Yucatán	27.7 - 29.5	*36.6	-	Herrera-Silveira y Ojeda-Morales (2009)
SLChantuto-Panzacola, Chiapas	S: 18 - 34 LI: 16 - 37	0.3 - 39 0 - 32	1.3 - 9.4 0.5 - 4.3	Gómez <i>et al.</i> (2014)
Golfo de California				
L Santa María-La Reforma, Sinaloa	19.3 - 33.5	31.7 - 40	2.9 - 10.2	Ayala-Rodríguez (2008)
L Topolobampo, Sinaloa	17.3 - 32.7	33.3 - 39.8	4.6 - 11.2	
L Ohuira, Sinaloa	18.5 - 33.2	30 - 38.7	7 - 14.3	Escobedo-Urías <i>et al.</i> (2010)
SL Topolobampo-Ohuira-Santa María, Sinaloa	24.1 - 27.9		6.0 - 8.4	
SL San Ignacio-Navachiste-Macapule, Sinaloa	23.7 - 26.4	35.7 - 38.8	5.9 - 8.0	
Estero de Urías, Sinaloa	S: 23.4 - 34.7	*35.5	*6.4	Ochoa-Izaguirre y Soto-Jiménez (2015)
	LI: 29.0 - 34.9	*34.2	*5.88	
Bahía de Kino, Sonora	NIm: 19.5 - 31.6	*35.6	5.6 - 9.4	Barranza-Guardado <i>et al.</i> (2014)
	Im: 20.6 - 31.3	*35.5	5.7 - 8.9	
Ensenada La Salada, Sonora	16.9 - 29.3	-	4.3 - 5.8	Vargas-González <i>et al.</i> (2014)

L Rancho, Sonora	18.4 - 30.2	4.2 -37.2	4.2 - 37.2	Arreola-Lizárraga <i>et al.</i> (2016)
L Empalme, Sonora	19.8 - 31.2	7 - 37.9	4.8 - 37.2	
Bahía de Guaymas, Sonora	14.5 - 33.2	35 - 38	0.6 - 27	Ruiz-Ruiz <i>et al.</i> (2016)
Estero El soldado, Sonora	16.3 - 32.8	*37	-	Ruiz-Ruiz <i>et al.</i> (2017)
Bahía de Guaymas, Sonora	14.2 - 33.9	*36.6	*7	
L de Lobos, Sonora	14.5 - 33.2	*36.1	3.4 - 13.7	
L El Tóbari, Sonora	16.9 - 33.1	*33.66	*6.4	
Bahía de la Paz, B C S				Chávez-Sánchez <i>et al.</i> (2017)
San Juan de la Costa	*27.2 ± 1.6	*35.2 ± 0.1	-	
Casa del Marino	*26.6 ± 1.6	*35.6 ± 0.1	-	
Tecolote	*26.2 ± 1.7	*35.2 ± 0.1	-	
El Portugués	*26.2 ± 1.7	*34.7 ± 0.1	-	
Bahía de la Paz, BCS				Este estudio (2018)
San Juan de la Costa	21.5 - 27.7	36.3 - 36.5	6.1 - 9.8	
Casa del Marino	20.7 - 27.7	36.5 - 37	2.9 - 8.3	
Tecolote	20.7 - 27.9	35.7 - 37.2	5.4 - 8.6	

*valor promedio

8.2 Nitrógeno inorgánico disuelto y ortofosfatos

El aumento de la materia orgánica y la contaminación por nutrientes han llevado a la eutrofización progresiva de los cuerpos de agua costeros, las fuentes terrestres como la agricultura, ganadería y acuicultura, efluentes domésticos e industriales, minería y actividades navales han contribuido al aumento de nutrientes (Páez-Osuna *et al.* 2007; Páez-Osuna *et al.* 2013).

Las mayores concentraciones del nitrógeno inorgánico disuelto (NID) en SJC y CM en primavera y verano coincidieron con lo reportado en la Bahía de La Paz con valores desde 6.2 a 21.7 μM por Chávez-Sánchez *et al.* (2017) y en Guaymas (0.6 a 27 μM) por Ruiz-Ruiz *et al.* (2016). Ambos autores relacionaron estas concentraciones con el vertimiento de aguas residuales urbanas. Se han reportado para lagunas costeras de Sinaloa impactadas por actividades humanas concentraciones de NID > 20 μM (Piñón-Gimate *et al.* 2008).

La mayor concentración de ortofosfato (PO_4^{3-}) se encontró en San Juan de la Costa ($22.05 \pm 15.26 \mu\text{M}$) durante el verano, Chávez-Sánchez *et al.* (2017) habían observado altas concentraciones de este nutriente sin un patrón definido, posiblemente las concentraciones altas se deben a un incremento en la extracción de fosforita, lo cual utiliza agua durante el proceso que es tratada y posteriormente liberada al océano. En el mismo sitio se observa actividad de la granja El Camarón Sureño en la que se lleva a cabo la siembra y engorda de camarón en un sistema semi-intensivo (Panorama Acuícola, 2018).

Las concentraciones de PO_4^{3-} de San Juan de la Costa, Casa del Marino y El Tecolote durante los siguientes muestreos estuvieron entre 0.33 a 0.78 μM los cuales son bajos comparados a lo reportado para el Golfo de California, en la región continental en la Bahía de Kino, Sonora, de 3.16 a 4 μM (Barranza-Guardado *et al.* 2014) y que contrastan con la Bahía de Guaymas, en el mismo estado, de 0.01 a 1.8 μM (Ruiz-Ruiz *et al.* 2016); también son bajos comparados con lo reportado por Chávez-Sánchez *et al.* (2017) para la Bahía de La Paz (Tabla 7).

Los criterios ecológicos de calidad del agua CE-CCA-001/89 (SEDUE, 1989) establecieron límites para nitritos (NO_2^-) de 0.55 μM , nitratos (NO_3^-) de 0.64 μM ,

amonio (NH_4^+) de $0.55 \mu\text{M}$ y ortofosfatos (PO_4^{3-}) de $0.02 \mu\text{M}$ en las aguas costeras. Los resultados de PO_4^{3-} superaron estos valores para los tres sitios durante los cuatro meses de muestreo, mientras que para el NO_3^- las concentraciones en San Juan de la Costa durante febrero y mayo fueron superiores, así como en el sitio Casa del Marino en febrero, mayo y agosto; en relación con el NH_4^+ solo se superaron las concentraciones en San Juan de la Costa durante febrero, mayo y agosto, Casa del Marino y El Tecolote durante mayo y agosto.

Tabla 7. Concentraciones de nutrientes registradas en la literatura para diferentes cuerpos de aguas del Pacífico Mexicano, Golfo de México, alrededor del mundo por distintos autores y este estudio. SL= sistema lagunar, L=laguna, Nim= no impactada, I= impactada, S=secas o estiaje, LI= lluvias.

Cuerpo de agua	NID (μM)	NT(μM)	PT (μM)	PO ₄ ³⁻ (μM)	Referencia
Asia					
Costa sur del Mar Amarillo, China	2.6 – 21.2	17.2 – 32.6	-	0.7 – 1.8	Huo <i>et al.</i> (2015)
Estuario de Mondego, Portugal	-	-	-	< 0.5	Salas <i>et al.</i> (2009)
Europa					
Mar menor, España	-	-	-	1.1	
América					
México					
Golfo de México					
Yucatán	0.35 - 7.27	-	-	-	Herrera-Silveira y Ojeda-Morales (2009)
SL Pom-Atasta, Campeche	0.1 - 5.6			< 7.1	Muciño Márquez <i>et al.</i> (2017)
SL Palizada del Este, Campeche, México	0.1 - 7.2	-	-	4.3 - 7.1	
SL Chantuto-Panzacola, Chiapas	S: 74.1 LI: 70.9	-	121.69 55.98	45 ± 55.2 72.2 ± 39.5	Gómez <i>et al.</i> (2014)
L Santa María-La Reforma, Sinaloa	0.2 - 18.3			0.24 - 3.4	Ayala-Rodríguez, (2008)

L Topolobampo, Sinaloa	0.6 - 10.1	-	-	0.12 - 3.6	
L Ohuira, Sinaloa	0.4 - 10.6			0.19 - 2.8	
SL Ohuira, Sinaloa,	3.5 - 21.2	33.3 - 49	0.8 - 2.2	-	Piñón-Gimate <i>et al.</i> (2008)
SL Navachiste, Sinaloa	6.2 - 36.2	31.5 - 129.8	0.8 - 1.3	-	
SL Santa María-La Reforma, Sinaloa	2.9 - 51	8.6 - 193.9	0.8 - 5	-	
SL Alta-Ensenada El Pabellón, Sinaloa	2.1 - 21.2	10.5 - 37.4	2.2 - 3.2	-	
SL Ceuta, Sinaloa	5.8 - 45.1	13.1 - 73.4	1.2 - 8.3	-	
SL Teacapán,	5.6 - 24.9	34.0 - 101.8	0.6 - 4.6	-	
SL Topolobampo-Ohuira-Sta María, Sinaloa	0.8 - 9.3			0.9 - 2.2	Escobedo-Urías <i>et al.</i> (2010)
SL San Ignacio-Navachiste-Macapule, Sinaloa	0.03 - 43.8			0.7 - 2.6	
Laguna de la Cruz, Sonora	-	-	-	0.1 - 1.9	López-Cortes <i>et al.</i> (2008)
Ensenada La Salada, Sonora	> 4.0	-	-	3 - 4	Vargas-Contreras (2012)
Bahía de Kino, Sonora	No impactada: 2.1	2.1	0.3	3.2	Barranza-Guardado <i>et al.</i> (2014)
	Impactada: 358.0	3	0.2	4.0	

Ensenada La Salada, Sonora	-	-	-	1.5 - 5	Vargas-González <i>et al.</i> (2014)
L Rancho, Sonora	-	-	-	0.9 - 2.2	Arreola-Lizárraga <i>et al.</i> , 2016
L Empalme, Sonora	12.0 - 25	-	-	0.6 - 2.1	
Estero El soldado, Sonora	< 7.4	-	-	< 3.3	Ruiz-Ruiz <i>et al.</i> (2017)
Bahía de Guaymas, Sonora,	0.6 - 27.3	-	-	0.0 - 1.8	
L Los Lobos, Sonora,	0.3 - 30.6	-	-	< 2.4	
Laguna El Tóbari, Sonora	0.2 - 92.3	-	-	< 5.3	
Bahía de la Paz, BCS	-	-	-	0.07 – 3.0	Villegas-Aguilera (2009)
Cuenca Alfonso, BCS	0.84 – 24.29	-	-	0.3 – 2.8	Hakspiel-Segura <i>et al.</i> (2015)
Bahía de la Paz San Juan de la Costa:	*21.2	*32.6	*2.8	1.8	Chávez-Sánchez <i>et al.</i> (2017)
Casa del Marino:	*6.2	*30.5	*1.5	0.8	
Tecolote:	*3.1	*19.3	*1.2	0.7	
El Portugués	*2.6	*12.4	*1.1	0.9	
Bahía de la Paz San Juan de la Costa:	0.9 – 21.7	8.0 – 41.5	2.6 – 57.7	0.87 - 22.05	Este estudio (2018)
Casa del Marino:	1.2 – 11.7	12.4 – 31.7	0.8 – 1.0	0.33 - 0.78	
Tecolote:	0.8 – 1.4	11.0 – 16.2	0.3 – 1.6	0.61 - 0.61	

*Valor promedio anual.

8.3 Clorofila a

La concentración de clorofila a (Cl a) es un indicativo relativamente confiable para la cuantificación y el seguimiento de las variaciones la biomasa fitoplanctónica que permite determinar la calidad del agua y la salud del ecosistema (De La Lanza-Espino *et al.* 2008).

Se presentó un cambio estacional típico de la Cl a de La Bahía de La Paz inverso a la temperatura, lo cual ya había sido descrito por Martínez-López *et al.* (2001) donde menciona que las menores concentraciones de Cl a ocurren en los meses con la mayor temperatura de la superficie del mar. Las mayores concentraciones de Cl a se presentaron en invierno (febrero) en los tres sitios. Nuestros resultados fueron inferiores a los obtenidos por Barranza-Guardado *et al.* (2014) en Bahía de Kino, por Ruiz-Ruiz *et al.* (2017) en la Bahía de Guaymas ($< 5.0 \text{ mg m}^{-3}$) y por Arreola-Lizárraga *et al.* (2016) en el sistema lagunar El Rancho- Empalme ($< 7 \text{ mg m}^{-3}$), en el estado de Sonora, estos valores estuvieron influenciados por las descargas de aguas residuales acuícolas, agrícolas (Tabla 8). Los niveles de Cl a que encontramos en verano (agosto) y otoño (noviembre) $< 1 \text{ mg m}^{-3}$ pudieron haber correspondido a un período de baja productividad en la Bahía de La Paz (Cervantes-Duarte *et al.* 2005). El aumento de la Cl a por arriba de 2.0 mg m^{-3} es una consecuencia de aguas ricas en nutrientes, produciendo una elevada biomasa del fitoplancton (Sosa-Avalos *et al.* 2013). Las concentraciones promedio de Cl a para los sitios de la Bahía de la Paz no indicaron principios de eutrofización ya que fueron concentraciones $< 5.0 \text{ mg m}^{-3}$ Barranza-Guardado *et al.* 2014; Ruiz-Ruiz *et al.* 2016), un factor que limita la acumulación de biomasa de microalgas en estuarios y lagunas es la tasa de recambio de agua de la bahía (Arreola-Lizárraga *et al.* 2016). Esto es consistente con las observaciones de Monbet (1992), estuarios con mayores tiempos de residencia del agua acumulan mayor biomasa de fitoplancton y viceversa. También O'Boyle *et al.* (2015) sugieren que, si bien muchos estuarios presentan enriquecimiento por nutrientes, relativamente muestran un proceso de eutrofización relacionados con el fitoplancton, por lo cual la respuesta de éste a los nutrientes se ve afectada principalmente por la tasa de renovación del agua y la disponibilidad de luz. En las lagunas del Golfo de California

la disponibilidad de luz no es un factor limitante, por lo tanto, la tasa de renovación del agua podría ser el factor clave en la dimensión o aumento de Cl a.

Tabla 8. Concentraciones de clorofila a registradas en la literatura para diferentes cuerpos de aguas del Pacífico Mexicano, Golfo de México, alrededor del mundo por distintos autores y este estudio, SL= sistema lagunar, L=laguna, Nim= no impactada, I= impactada, S=secas o estiaje, LI= lluvias.

Cuerpo de agua	Cl a (mg m ⁻³)	Referencia
México		
Golfo de México		
Yucatán	1.2 – 7.8	Herrera-Silveira y Ojeda-Morales (2009)
SL Chantuto-Panzacola, Chiapas	0.96 - 1120 0.2 - 60.2	Gómez <i>et al.</i> (2014)
SL Pom-Atasta, Campeche	*43	Muciño Márquez <i>et al.</i> (2017)
SL Palizada del Este, Campeche	*37.9	
Golfo de California		
SL Santa María-La Reforma, Sinaloa	3 - 22.4	Ayala-Rodríguez (2008)
L Topolobampo, Sinaloa	1.5 - 24.2	
L Ohuira, Sinaloa	1.7 - 47	
Topolobampo-Ohuira-Sta. María, Sinaloa	0.6 - 47.0	Escobedo-Urías <i>et al.</i> (2010)
SL San Ignacio-Navachiste-Macapule, Sinaloa	5.1 - 7.1	
Bahía de Kino, Sonora	1.1 - 3.0 2.4 - 5.8	Barranza-Guardado <i>et al.</i> (2014)
Ensenada La Salada, Sonora	0.9 - 5.7	Vargas-González <i>et al.</i> (2014)
L Rancho, Sonora	0.8 - 3.2	Arreola-Lizárraga <i>et al.</i> (2016)
L Empalme, Sonora	0.6 - 2.1	

Bahía de Guaymas, Sonora	< 5	Ruiz-Ruiz <i>et al.</i> (2016)
Estero El soldado, Sonora	< 5.0	
Bahía de Guaymas, Sonora	< 5.1	Ruiz-Ruiz <i>et al.</i> (2017)
L de Lobos, Sonora	0.01 - 14	
L El Tóbari, Sonora	*7.12	
Bahía de la Paz, BCS		
San Juan de la Costa:	-	Chávez-Sánchez <i>et al.</i> (2017)
Casa del Marino:	-	
Tecolote:	-	
El Portugués	-	
Bahía de la Paz, BCS		
San Juan de la Costa:	0.6 – 2.0	Este estudio (2018)
Casa del Marino:	0.6 – 2.1	
Tecolote:	0.3 – 1.4	

*valor promedio

8.4 Índice del estado trófico (TRIX)

Los valores del índice TRIX más altos en San Juan de la Costa (3.0 a 5.9) y Casa del Marino (2.6 a 5.2) incrementando de oligotrófico a mesotrófico durante el estudio, fueron similares a aquellos sitios influenciados por actividades antropogénicas en la zona costera de Yucatán con un valor de estado trófico de 4.4 asociado a las descargas de aguas residuales derivadas del turismo (Herrera-Silveira y Ojeda-Morales, 2009). El Tecolote (2.5 a 4.3) presentó los valores más bajos, demostrado ser un sitio que al parecer no se encuentra influenciado por actividades antropogénicas.

Se observó un cambio estacional en el estado trófico en los sitios de la Bahía de La Paz, similar a otros estudios que se han llevado a cabo en las zonas costeras del país en diferentes épocas del año, en los estados de Yucatán y Sonora (Barranza-Guardado *et al.* 2014; Arreola-Lizárraga *et al.* 2016; Muciño-Márquez *et al.* 2017; Ruiz-Ruiz *et al.* 2017), estos autores observaron que los cambios estacionales correspondieron en gran medida al cambio en las actividades antropogénicas realizadas alrededor de estas lagunas (Tabla 9). Sin embargo, los cambios observados en el presente estudio pudieran estar más relacionados a la estacionalidad que se presenta con la biomasa fitoplanctónica.

Tabla 9. Estados tróficos obtenidos mediante el índice TRIX registrados en la literatura para diferentes sitios alrededor del mundo, Golfo de México y lagunas del Pacífico Mexicano, por distintos autores y este estudio. SL= sistema lagunar, L=laguna, Nim= no impactada, I= impactada, S=secas o estiaje, LI= lluvias.

Cuerpo de agua	Estado trófico	Causa	Referencia
Europa			
Estuario de Mondego, Portugal	Mesotrófico - eutrófico (4.3 - 6.8)	Aguas residuales	Salas <i>et al.</i> (2009)
Mar menor, España	Oligotrófico en primavera (<4) mesotrófico en verano e invierno	Fertilizantes agrícolas y aguas residuales de plantas de tratamiento.	
América			
México			
El caribe			
Bahía de Chetumal, Quintana Roo, México	Oligotrófico (>2.2) a mesotrófico (>4)	Variabilidad anual (lluvias o nortes)	Herrera-Silveira <i>et al.</i> (2009)
Golfo de México			
Zona costera de Yucatán	Mesotrófico (4.4)	Aguas residuales (hoteles y restaurantes).	Herrera-Silveira y Ojeda-Morales (2009)
SL Chantuto-Panzacola, Chiapas	Eutrófico (6 - 8)	Poco recambio de agua	Gómez <i>et al.</i> (2014)
SL Pom-Atasta y Palizada del Este, Campeche	Mesotrófico en invierno y otoño (4.3)	Aguas residuales urbanas sin tratamiento.	Muciño-Márquez <i>et al.</i> (2017)
Golfo de California			
L Santa María, Sinaloa	Eutrófico (6.7)	Aguas residuales de fertilizantes agrícolas	Ayala-Rodríguez (2008)

L Topolobampo, Sinaloa	Eutrófico (6.0)		
L Ohuira, Sinaloa	Eutrófico (6.1)		
San Ignacio Navachiste-Mapacule, Sinaloa,	Eutrófico (6 - 7)	Actividad agrícola	Escobedo-Urías (2010)
Bahía de Kino, Sonora	Oligotrófico - mesotrófico (>4)	Efluentes acuícolas	Barranza-Guardado <i>et al.</i> (2014)
Ensenada La Salada, Sonora	Mesotrófico (> 3)	Aguas residuales urbanas	Vargas-González <i>et al.</i> (2014)
SL El Rancho-Empalme, Sonora	Oligotrófico primavera-otoño (2.0)	Cambios por lluvias y efluentes de la acuicultura	Arreola-Lizárraga <i>et al.</i> (2016)
	Mesotrófico invierno >4	Afloramiento costero	
Estero El soldado, Sonora	Oligotrófico (<2) primavera - otoño, cambiando a mesotrófico (4.8) en invierno		
Bahía de Guaymas, Sonora	Oligotrófica (<4) en verano e invierno y Mesotrófico (>4) en primavera y otoño	Aguas residuales urbanas	Ruiz-Ruiz <i>et al.</i> (2017)
L Los Lobos, Sonora	Oligotrófico - mesotróficos (4.4)	Aguas residuales agrícolas y urbanas	
L El Tóbari, Sonora	Mesotrófico (2.9 ± 0.96) en primavera, verano e invierno y Oligotrófica (0.2 - 4.8) en otoño	Aguas residuales agrícolas, camaronícolas y urbanas	
Bahía de la Paz Juan de la Costa Casa del Marino Ticolote	San Mesotrófico (4.3 – 4.6) en invierno, primavera y verano. Oligotrófico (2.5 – 3.0) en otoño	Aguas residuales urbanas y aguas ricas en nutrientes del Golfo de California	Este estudio (2018)

8.5 Biomasa macroalgal

La mayor biomasa macroalgal se presentó en el sitio Casa del Marino seguido de El Tecolote con la especie *Ulva ohnoi* que fue la más abundante en primavera con $100.30 \pm 73.16 \text{ g m}^{-2}$ y $90.48 \pm 58.72 \text{ g m}^{-2}$ respectivamente, dominando sobre las otras. En San Juan de la Costa esta especie presentó su mayor biomasa en primavera con $22.71 \pm 21.41 \text{ g m}^{-2}$, este género de macroalgas se considera indicadora del incremento de nutrientes formando florecimientos que pueden volverse ecológica y económicamente destructivos (Leliaert *et al.* 2009, Melton *et al.* 2016). La biomasa de *U. ohnoi* es similar a la biomasa de *Ulva* sp. en estuarios de California, EE. UU de 30 hasta 150 g m^{-2} de peso húmedo donde la variabilidad fue explicada por las condiciones y ubicaciones de los sitios de los florecimientos (Sutula *et al.* 2014). Estos fueron inferiores a lo reportado por Green *et al.* (2014) quienes señalaron que la biomasa de *Ulva* varió de 1100 hasta 1200 g m^{-2} en la Bahía Upper Newport, California, EE. UU con impactos significativos en invertebrados bentónicos (Tabla 10).

Las menores biomásas de macroalgas se presentaron en San Juan de la Costa en otoño, la especie dominante fue *S. filamentosa* ($57.04 \pm 27.76 \text{ g m}^{-2}$), posiblemente esta especie se vea favorecida en esta época ya que se ha observado que tiene una captación diferencial de las formas de nitrógeno disponibles en la columna de agua lo que estaría indicando que tomaría las formas nitrogenadas que se encuentren disponibles (Pedersen y Borum. 1996, Piñón-Gimate *et al.* 2008). Se observó que la biomasa en nuestra zona de estudio fue menor que la reportada para otros cuerpos de agua del Golfo de California (Ochoa-Izaguirre *et al.* 1999; Piñón-Gimate *et al.* 2008; Ruiz-Ruiz *et al.* 2017). San Juan de la Costa es un sitio más dinámico, donde la playa de arena y las rocas se mueven constantemente (observación personal), en este sitio las macroalgas están claramente visibles y están presentes todo el año, el cambio estacional se presentó en algunas especies lo que sugiere que la temperatura, los nutrientes y el sustrato son factores limitantes (Cruz-Ayala *et al.* 1998; Núñez-López y Casas-Valdez, 1998; Águila-Ramírez *et al.* 2005; Piñón-Gimate *et al.* 2008). El sitio de San Juan de la Costa presentó las menores biomásas, aunque es un sitio con características de poca profundidad, disponibilidad de luz y poco oleaje (Obeso-

Nieblas *et al.* 2008) probablemente se deba a la estacionalidad de *U. ohnoi*, donde la temperatura del agua fue el factor limitante para la producción de biomasa en el mes de noviembre.

En el sitio de Casa del Marino la mayor biomasa de *Ulva ohnoi*, fue mayor a la encontrada en los otros sitios. Este sitio se caracteriza por tener poca profundidad, lo que permite disponibilidad de luz y poco oleaje (Obeso-Nieblas *et al.* 2008) con la temperatura superficial del agua adecuada $25.10 \pm 0.61^{\circ}\text{C}$ para un crecimiento máximo (Bolton y Anderson, 1990), lo cual pudiera estar favoreciendo la presencia de esta especie, además de que las condiciones de nutrientes no son limitantes para el crecimiento de esta especie cuya característica es ser de rápido crecimiento.

En sitio del El Tecolote, caracterizado por una plataforma rocosa es la base para la presencia de *U. ohnoi* y *S. filamentosa* estas especies pudieran tener cierta resistencia a la desecación lo cual favorece su proliferación sobre este tipo de sustrato (Piñón-Gimate *et al.* 2017).

Los resultados de esta tesis concuerdan con los diferentes estudios que se han realizado en la Bahía de la Paz, con la estacionalidad anual propia de la región para las comunidades macroalgales donde las mayores biomásas se encuentran en primavera-verano y las menores en otoño-invierno, también concuerdan con cambios en la composición de especies para cada época del año (Cruz-Ayala *et al.* 1998; Núñez-López y Casas-Valdez, 1997; Chávez-Sánchez *et al.* 2017).

Tabla 10. Biomasa en peso húmedo para algunos de los géneros y especies importantes conformadoras de florecimientos para la región del Golfo de California y alrededor del mundo por distintos autores y este estudio, SL= sistema lagunar, L=laguna, Nim= no impactada, I= impactada, S=secas o estiaje, LI= lluvias.

Cuerpo de agua	Biomasa (g m ⁻²)	Especie	Referencia
Europa			
Laguna de Venecia, Italia	2000+	<i>Ulva</i> sp.	Coffaro y Sfriso (1997)
Laguna de Thau, Francia	853.00+++		
Laguna de Venecia, Italia	> 900	<i>U. rigida</i>	Bona (2006)
Costas del Reino Unido y la República de Irlanda	700 - 1200	<i>Ulva</i> sp.	Scanlan <i>et al.</i> (2007)
América			
EE. UU			
Bahía de Waquoit, Massachusetts	6500	<i>Gracilaria tikvahiae</i>	Havens <i>et al.</i> (2001)
Bahía Upper Newport, California	1 100 – 1 200	<i>Ulva</i> sp	Green <i>et al.</i> (2014)
Estuarios de California	30 -150	<i>Ulva</i> sp.	Sutula <i>et al.</i> (2014)
México			
Golfo de California			
Estero de Urías, Sinaloa	1270**	<i>Ulva</i> sp.	Ochoa-Izaguirre <i>et al.</i> (1999)
	715**	<i>Gracilaria</i> sp.	
Bahía de Mazatlán, Sinaloa	6	<i>Gracilaria</i> sp.	Carballo-Cenizo <i>et al.</i> (2002)
	152+	<i>C. sertularioides</i>	

Sistema lagunar Ceuta, Sinaloa	38 +++		
Laguna Santa María-La Reforma, Sinaloa	2 907 +++	<i>G. vermiculophylla</i>	
	575+++	<i>Spyridia filamentosa</i>	Piñón-Gimate <i>et al.</i> (2008)
Laguna Ohuira, Sinaloa	1 890+++	<i>Hypnea</i> sp.	
	1 801+++	<i>C. sertularioides</i>	
Laguna El Tóbari, Sonora	144	<i>S. filamentosa</i>	
	1 109	<i>U. lactuca</i>	
Bahía de Guaymas, Sonora	91	<i>G. pacifica</i>	
	1 182	<i>U. compresa</i>	Ruiz-Ruiz <i>et al.</i> (2017)
	202 161	<i>G. lemaneiformis</i>	
Laguna Los Lobos, Sonora	12 646	<i>U. lactuca</i>	
	190**	<i>C. sertularioides</i>	
	6	<i>Gracilaria</i> sp	Cruz-Ayala <i>et al.</i> (1998)
	395	<i>S. filamentosa</i>	
Bahía de la Paz, Baja California Sur, México	351 - 537	<i>Ulva</i> sp.	Águila-Ramírez <i>et al.</i> (2005)
	10.8	<i>U. acanthopora</i>	
	34	<i>U. lactuca</i>	Chávez-Sánchez <i>et al.</i> (2017)
	38.6	<i>U. rigida</i>	
Bahía de la Paz San Juan de la Costa:	22.71	<i>U. ohnoi</i>	
Casa del Marino:	100+++		Este estudio (2018)
Tecolote:	90.4+++	<i>S. filamentosa</i>	

**biomasa total; + promedio anual; ++ solo una época; +++ máximo valor reportado

8.6 Análisis de componentes principales (ACP)

Primpas *et al.* (2010) aplicaron un ACP a las concentraciones de NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} y Cl^- de las aguas costeras europeas y se encontró una combinación lineal de las cinco variables eficaz para discriminar los niveles de eutrofización (oligotrófico, mesotrófico y eutrófico), así como el desarrollo de un eficiente sistema de clasificación de calidad del agua.

En el presente estudio el ACP mostró que a un menor valor del índice TRIX disminuía la biomasa de *Spyridia filamentosa* y *Ceramium* sp., en comparación de lo encontrado por Chávez-Sánchez *et al.* (2017) donde el ACP mostró que la mayor cobertura de *U. acanthophora* y *U. Ohnoi* estuvo relacionada con mayores concentraciones de NID, NT y PT. Mientras que a través de la correlación de Pearson se mostró que cuando aumenta el valor del índice TRIX aumentaba y disminuía la biomasa de la *U. ohnoi*, en el caso de la *G. crispata* solo mostro una disminución en los valores del TRIX. La relación entre la biomasa de macroalgas efímeras con el índice TRIX fue débil probablemente atribuido a factores limitantes como la temperatura del agua.

En el estuario de Mondego, Portugal Salas *et al.* (2009) encontraron que la Cl^- no constituyó un factor clave en la evaluación de la calidad del agua y el estado trófico, y que el TRIX se incrementó por los nutrientes, el índice reveló que el sistema estaba bajo estrés y también identificó la zona de aguas arriba como el área más afectada por la eutrofización, lo cual indicó que el sistema no se estaba recuperando (Dolbeth *et al.* 2007; Lillebø *et al.* 2007).

8.7 $\delta^{15}\text{N}$ en tejido macroalgal

Los resultados de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en las especies de macroalgas fueron variables según el sitio. Casa del Marino mostró la señal isotópica más alta de 15.02 ± 0.01 ‰ con la especie *U. ohnoi* durante el verano (agosto) y en San Juan de la Costa con la especie *S. filamentosa* de 14.08 ± 0.89 ‰ en primavera (mayo), estos resultados fueron similares a aquellos reportados en macroalgas influenciadas por descargas de aguas residuales del área urbana (Ochoa-Izaguirre y Soto-Jiménez, 2015; Teichberg *et al.* 2010 y Piñón-Gimate *et al.* 2017) (Tabla 11.). Las macroalgas son útiles para

discriminar fuentes de nutrientes específicas en ecosistemas marinos porque fraccionan los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de sus fuentes de N en sistemas limitados en N (Lapointe *et al.* 2005); sin embargo, podría esperarse algún fraccionamiento en las macroalgas en el rango de 2 ‰ a 4 ‰ en aguas ricas en nutrientes (Fry, 1991).

En la Bahía de La Paz, las señales isotópicas de 10 a 12 ‰ de la columna de agua se relacionaron con la acumulación y advección de 15 ‰ aguas ecuatoriales subsuperficiales ricas en N en la bahía que ocurrieron en cortos períodos de tiempo durante los años 2003 a 2005 (Aguíñiga *et al.* 2010).

Las señales isotópicas más bajas se presentaron en El Tecolote con la misma especie *Spyridia filamentosa* de 8.53 ± 0.24 ‰ durante el otoño (noviembre) y con *U. ohnoi* fue de 5.42 ± 1.14 ‰ durante el verano (agosto), nuestros resultados fueron similares a lo reportado en la Bahía de San Antonio, Argentina y en las costas de Flamengo Sound, Brasil, donde se atribuyó las señales isotópicas bajas de 6 y 5 ‰, respectivamente, a que estos sistemas son oligotróficos (Teichberg *et al.* 2010) (Tabla 12). En El Tecolote, no hay fuentes urbanas de nutrientes; por lo tanto, la señal de las macroalgal pudiera estar reflejando los valores de las aguas del Golfo de California (Piñón-Gimate *et al.* 2017) se conoce que el agua oceánica suele tener valores bajos en la señal isotópica que son generalmente menos de 3 ‰ (Costanzo *et al.* 2001). Dado que en este sitio aparentemente no hay influencia antropogénica, las señales isotópicas de las macroalgas es probable que esté reflejando las aguas oceánicas del Golfo de California.

El estado trófico más altos, mesotrófico (5.9 ± 0.70) encontrado en San Juan de la Costa durante el verano (agosto), coincide con la época con la mayor señal de $\delta^{15}\text{N}$, con excepción en el sitio de Casa del Marino (15.02 ± 0.01 ‰) indicando la influencia por aguas residuales.

La ciudad de La Paz cuenta con 271 711 habitantes, es el primer municipio con mayor cantidad de habitantes del estado de Baja California Sur, seguido de Los Cabos (INEGI, 2017). Esto aumenta el uso de bienes y servicios para la población y también aumenta las actividades recreativas como el turismo que se llevan a cabo. El uso de indicadores de calidad del agua, como el índice TRIX, tiene sensibilidad al describir el

estado trófico de los sitios muestreados y por ello es conveniente contar con series temporales más largas, por lo cual otras variables biológicas como la biomasa de macroalgas y los isótopos estables también podrían relacionarse con el enriquecimiento de nutrientes antropogénicos y algunos parámetros probablemente puedan establecerse en términos de rangos aceptables para una buena calidad del agua. Se puede observar que la combinación de los índices de calidad del agua TRIX, biomasa macroalgal y señal isotópica dan una buena aproximación de la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos.

Tabla 11. $\delta^{15}\text{N}$ (‰) de diferentes especies de macroalgas con diferentes fuentes de nitrógeno para la región del Golfo de California, alrededor del mundo por distintos autores y este estudio, GC: Golfo de California, SL= sistema lagunar, L=laguna, Nim= no impactada, I= impactada, S=secas o estiaje, LI= lluvias.

Cuerpo de agua	Concentración del NID (μM) del agua	Especie de macroalga	Fuente de N	$\delta^{15}\text{N}$ ‰ macroalgas	Referencia
Europa					
Laguna Venice, Italia	-		Sistema muy eutrófico	11	Teichberg <i>et al.</i> (2010)
Estuario Mondego, Portugal	-		Enriquecimiento de nitrógeno	12	
América EE. UU.					
		<i>Laurencia intricate</i>		1.0 - 6.5	
Sur de la Bahía de Florida	1.0 - 8.5	<i>Cladophora catenata</i>	Cargas de aguas residuales	1.0 - 5.5	Lapointe <i>et al.</i> (2004)
		Otras algas		1.0 - 10	
Bahia Waquoit, EE. UU	-		-	-	
Sage Lot Pond	-		Sistema oligotrófico	4	Teichberg <i>et al.</i> (2010)
Quashnet River	-	<i>Ulva sp.</i>	Nitrógeno derivado de la tierra	10	
Childs River	-		-	10	
Puerto Rico					
Bahía Jobos	-		Enriquecimiento de nitrógeno	15	

Brasil

Flamengo Sound	-		Sistema oligotrófico	5	
----------------	---	--	----------------------	---	--

Argentina

Bahía San Antonio	-		Sistema oligotrófico	6	
-	-		Sistema eutrófico	16	

Trinidad y Tobago

Arrefice Princess, oeste de Tobago	-		Aguas residuales	12	
Laguna Indian River, Florida	-	<i>Ulva lactuca</i>	Fuentes puntuales de N de fosas sépticas	6.3	Lapointe <i>et al.</i> (2010)

Oceanía

Bahía de Opunohu, Moorea, Polinesia francesa	-	<i>Acantophora spicifera</i>	Cargas de camaricultura	5.3 – 5.9	Lin y Fong (2008)
Bahía Moreton, Australia	-	Macroalgas	Cargas de aguas residuales	9	Lapointe <i>et al.</i> (2015)
	18.5	<i>Catenella nipae</i>	Cargas de camaricultura	> 5.0	Costanzo <i>et al.</i> (2001)
Costa Noreste de Australia	-	<i>Catenella nipae</i>	Disminución de aguas residuales	5.0 - 7.0	Costanzo <i>et al.</i> (2004)
	-	<i>Catenella nipae</i>		13.9 +	Costanzo <i>et al.</i> (2005)

México

		9.6 - 14.6	<i>Gracilaria vermiculophylla</i>	Aguas residuales Camaronicultura	7.8 – 8.0	
Alta-Ensenada Pabellón, Sinaloa	El	9.6 - 14.6	<i>Hypnea sp.</i>	Aguas residuales Camaronicultura	8.5 - 11.4	Piñon-Gimate <i>et al.</i> (2008)
		9.6	<i>Spyridia filamentosa</i>	Aguas residuales Camaronicultura	7.7	
		-	<i>U. clathrata</i>		15.9 ++	
		-			13.9 +	
Estuario Sinaloa	Urías,	-	<i>U. flexuosa</i>	Planta procesadora de mariscos y aguas residuales no tratadas.	13.7 ++	Ochoa-Izaguirre y Soto-Jiménez (2015)
		-	<i>U. intestinalis</i>		13.9 +	
		-			13.0 ++	
		-			13.4 +	
		-	<i>U. ohnoi (U. lactuca)</i>		12.2 ++	
		-	<i>U. lobata</i>		13.2 +	
		-			13.9 ++	
		-	<i>U. acanthophora</i>		16.5	
Bahía de La Paz, México: Casa del Marino		-	<i>U. intestinalis (U. tepida)</i>	Aguas residuales no tratadas.	13.6	
		-	<i>U. ohnoi (U. lactuca)</i>		12.9	
		-	<i>U. lobata</i>		12.9	Piñon-Gimate <i>et al.</i> (2017)
		-	<i>U. ohnoi (U. rigida)</i>		15.2	
		-	<i>U. ohnoi (U. lactuca)</i>	Piscifactorías, aguas residuales.	18.1	
San Juan de la Costa		-	<i>U. lobata</i>		15.7	
		-	<i>U. ohnoi (U. rigida)</i>		16.9	

Tecolote	-	<i>U. ohnoi (U. lactuca)</i>	Poco turismo, aguas de advección.	9.3		
	-	<i>U. ohnoi (U. rigida)</i>		10.4		
Bahía de La Paz, México: San Juan de la Costa	1.2 – 11.7	<i>Spyridia filamentosa</i>	Aguas residuales	14.08 ± 0.89		
Casa del Marino	0.9 – 21.7	<i>U.ohnoi</i>	Aguas residuales	15.02 ± 0.01	Este (2018)	estudio
		<i>U.ohnoi</i>	Poco turismo,	6.06 ± 0.36		
Tecolote	0.8 – 1.4	<i>U. tepida</i>	aguas oceanicas.	5.42 ± 1.14		

+ estación seca, ++ estación lluviosa

Tabla 12. $\delta^{15}\text{N}$ (‰) de diferentes fuentes de nitrógeno para la región del Golfo de California, alrededor del mundo por distintos autores.

Muestra analizada	Sitio	Fuente de N	$\delta^{15}\text{N}$ ‰	Referencia
Agua de mar	Sur de California Puerto de Boston, Massachusetts, EE. UU. Warnar	Zona de anomalía 15N	9	Liu and Kaplan (1989)
	Puerto de Boston, Massachusetts, EE. UU.	Efluente de aguas residuales de las instalaciones de tratamiento.	7.2 (NH ₄ ⁺)	Tucker <i>et al.</i> (1999)
	Sistema Warnor, Mar Báltico, NE de Alemania	Efluentes de aguas residuales	6.2 – 9.7 (NO ₃ ⁻) (variable dependiendo de la distancia de la presa)	Deutsch and Voss (2006)
Aguas residuales	Cuenca de Altata-Ensenada El Pabellón	Efluentes domésticos	16.1	
Aguas residuales	Cuenca de Altata-Ensenada El Pabellón	Camaronicultura	7	García-Pagés (2007)
Aguas residuales	Cuenca de Altata-Ensenada El Pabellón	Agricultura	2.1	
Agua de mar	Lagunas costeras de Sinaloa, Mexico (sureste del golfo de California)	Agricultura	2.1	Piñón-Gimate <i>et al.</i> (2009)
		Aguas residuales	16.1	
		Granja de camarones	7	
		Aguas marinas	3.7	
Sedimentos	Cuenca Alfonso, La Paz, Bahía (Golfo de California)	Productividad de trampas de sedimentos.	11.5 primavera-verano 10.0 otoño	Aguñiga <i>et al.</i> (2010)

		Aguas residuales sin tratamiento.	10	
		Aguas residuales tratadas	15	
Macroalgas	Estuario de Urías, Sinaloa (Golfo Sureste de California)	Productos de pesca	19.1	Ochoa-Izaguirre y Soto-Jiménez (2015)
		Residuos de acuicultura	7 - 12	
		Agricultura	2.1	
		Aguas marinas	3.7	
		Granja de camarones	8	

9. CONCLUSIONES

- Los parámetros hidrográficos presentaron un comportamiento climático típico de una bahía subtropical, con la temperatura superficial del agua alta en verano y baja en invierno el oxígeno disuelto presento variación por dependiendo del sitio y el mes del año y la salinidad fue constante durante todo el estudio.
- La concentración de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) presentó variaciones dependiendo del sitio y la época del año, en relación con la concentración de ortofosfatos (PO_4^{3-}) solo se presentó variabilidad en San Juan de Costa en agosto, las variaciones son atribuidas a aguas residuales provenientes de la mina de fosforita.
- La clorofila *a* (Cl *a*) presentó un cambio estacional típico de la Bahía de la Paz, cuando la temperatura del agua es alta la concentración de Cl *a* disminuye mientras que cuando es baja la temperatura la Cl *a* aumenta.
- Las mayores biomásas macroalgales se presentaron en Casa del Marino y El Tecolote en mayo. *Ulva ohnoi* fue la especie dominante. Las menores biomásas se observaron en San Juan de Costa en noviembre con *Caulerpa sertularioides*, *U. ohnoi* y *Acanthophora spicifera*.
- *U. ohnoi* se encontró en el mayor estado trófico de este estudio (mesotrófico). Se pudo relacionar el incremento de la biomasa de esta especie con el incremento del índice TRIX.
- Las señales isotópicas de $\delta^{15}\text{N}$ en San Juan de la Costa y Casa del Marino indicaron la influencia de las aguas residuales, mientras que en El Tecolote indicaron influencia de aguas oceánicas.

BIBLIOGRAFÍA

- Abbott, I.A. and G.J. Hollenberg. 1992. Marine algae of California. Stanford University Press, Stanford, CA. pp. 827.
- Águila-Ramírez, R. N., M. M. Casas-Valdez, C. J. Hernández-Guerrero y A. Marín-Álvarez. 2005. Biomass of *Ulva spp.* (Chlorophyta) in three locations along the bay front of La Paz, Baja California Sur, México. *Rev. Biol. Mar. y Oceanogr.* 40(1): 55- 61.
- Aguiñiga, S., Sanchez, A., and Silverberg, N. 2010. Temporal variations of C, N, $\delta^{13}\text{C}$, and $\delta^{15}\text{N}$ in organic matter collected by a sediment trap at Cuenca Alfonso, Bahía de La Paz, SW Gulf of California. *Continental Shelf Research*, 30(15), 1692-1700.
- Álvarez-Borrego, S. 2012. New phytoplankton production as a tool to estimate the vertical component of water exchange between the Gulf of California and the Pacific. *Ciencias Marinas*, 38(1A), 89-99.
- Andersen, J. H., Schlüter, L., and Ærtebjerg, G. 2006. Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. *Journal of plankton research*, 28(7), 621-628.
- Aranda-Cirerol, N. 2004. Eutrofización y calidad del agua de una zona costera tropical. Universidad de Barcelona.
- Arreola-Lizárraga, J. A., Padilla-Arredondo, G., Medina-Galván, J., Méndez-Rodríguez, L., Mendoza-Salgado, R., and Cordoba-Matson, M. V. 2016. Analysis of hydrobiological responses to anthropogenic and natural influences in a lagoon system in the Gulf of California. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 45(1), 112-120.
- Aviña-Hernández, R. J. A. 2018. Estimación de parámetros ambientales a partir de imágenes Landsat 8 y mediciones in situ, en Bahía de La Paz, BCS.
- Ayala-Rodríguez, G. A. 2008. *Grupos funcionales del fitoplancton y estado trófico del sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María*. La Paz, BCS: Tesis Maestría en Ciencias, Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.
- Barraza-Guardado, R. H., Martínez-Córdova, L. R., Enríquez-Ocaña, L. F., Martínez-Porchas, M., Miranda-Baeza, A., and Porchas-Cornejo, M. A. 2014. Effect of shrimp farm effluent on water and sediment quality parameters off the coast of Sonora, Mexico. *Ciencias Marinas*, 40(4), 221-235.
- Best, M. A., Wither, A. W., and Coates, S. 2007. Dissolved oxygen as a physico-chemical supporting element in the Water Framework Directive. *Marine pollution*

bulletin, 55(1-6), 53-64.

- Bolton, J. J., and Anderson, R. J. 1990. Correlation between intertidal seaweed community composition and sea water temperature patterns on a geographical scale. *Botanica Marina*, 33(5), 447-458.
- Bona, F. 2006. Effect of seaweed proliferation on benthic habitat quality assessed by Sediment Profile Imaging. *Journal of Marine Systems*, 62(3-4), 142-151.
- Boutton, T. W. 1991. Stable Carbon Isotope Ratios of Natural Materials: I. Sample Preparation and Mass Spectrometric. *Carbon isotope techniques*, 1, 155.
- Boyd, C. E. 2003. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture*, 226(1-4), 101-112.
- Caneva Silva, R. E. 2017. *Calidad del agua y transporte de nutrientes en el Estero San Carlos*. BCS, México (Doctoral dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas).
- Carballo-Cenizo, J.L. 2006. Effect of natural sedimentation on the structure of tropical rocky sponge assemblages. *Ecoscience* 13: 119-130.
- Casas-Valdez, M. M., Cruz-Ayala, M. B., and López, G. E. 1997. Algas marinas bentónicas más abundantes en la Bahía de La Paz, BCS. *La Bahía de La Paz, Investigación y Conservación, UABCS-CICIMAR-SCRIPPS*, 83-92.
- Cervantes-Duarte, R., Verdugo-Díaz, G., y Váldez-Holguín, J. E. 2005. Modelo estacional de producción primaria estimada mediante fluorescencia natural en una región costera del Golfo de California, México. *Hidrobiológica*, 15(1), 79-87.
- Chán Santisteban, M. L., and Peña, W. 2015. Evaluación de la calidad del agua superficial con potencial para consumo humano en la cuenca alta del Sis Iacán, Guatemala. Cuadernos de Investigación.
- Chávez-Sánchez, T., Piñón-Gimate, A., Melton III, J. T., López-Bautista, J. M., and Casas-Valdez, M. 2019. First report, along with nomenclature adjustments, of *Ulva ohnoi*, *U. tepida* and *U. torta* (Ulvaceae, Ulvales, Chlorophyta) from northwestern Mexico. *Botanica Marina*, 62(2), 113-123.
- Chávez-Sánchez, T., Piñón-Gimate, A., Serviere-Zaragoza, E., Sánchez-González, A., Hernández-Carmona, G., and Casas-Valdez, M. 2017. Recruitment in *Ulva* blooms in relation to temperature, salinity and nutrients in a subtropical bay of the Gulf of California. *Botanica Marina*, 60(3), 257-270.
- Coelho, S., Gamito, S., and Pérez-Ruzafa, A. 2007. Trophic state of Foz de Almargem coastal lagoon (Algarve, South Portugal) based on the water quality and the phytoplankton community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71(1-2), 218-

- Coffaro, G., and Sfriso, A. 1997. Simulation model of *Ulva rigida* growth in shallow water of the Lagoon of Venice. *Ecological Modelling*, 102(1), 55-66.
- CONAGUA, Nava-Ramírez. 2017. Diagnóstico de la calidad del agua en zonas costera. Agosto 29, 2019, de Comisión nacional del agua Sitio web: <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/Calidaddelaguadecuerpossuperficialesafluentesalazonascosteras.pdf>.
- Costanzo, S. D., O'Donohue, M. J., and Dennison, W. C. 2003. Assessing the seasonal influence of sewage and agricultural nutrient inputs in a subtropical river estuary. *Estuaries*, 26(4), 857-865.
- Costanzo, S. D., O'donohue, M. J., Dennison, W. C., Loneragan, N. R., and Thomas, M. 2001. A new approach for detecting and mapping sewage impacts. *Marine Pollution Bulletin*, 42(2), 149-156.
- Costanzo, S. D., Udy, J., Longstaff, B., and Jones, A. 2005. Using nitrogen stable isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) of macroalgae to determine the effectiveness of sewage upgrades: changes in the extent of sewage plumes over four years in Moreton Bay, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 51(1-4), 212-217.
- Cruz-Ayala, M. B., Casas-Valdez, M. M., and Ortega-Garcia, S. 1998. Temporal and spatial variation of frondose benthic seaweeds in La Paz Bay, BCS, Mexico. *Botanica Marina*, 41(1-6), 191-198.
- Dailer, M. L., Knox, R. S., Smith, J. E., Napier, M., and Smith, C. M. 2010. Using $\delta^{15}\text{N}$ values in algal tissue to map locations and potential sources of anthropogenic nutrient inputs on the island of Maui, Hawai 'i, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 60(5), 655-671.
- De la Lanza-Espino, G., J. Alcocer-Durand, J. L. Moreno-Ruiz and S. Hernández-Pulido. 2008. Análisis químico-biológico para determinar el estatus trófico de la Laguna de Tres Palos, Guerrero, México. *Hidrobiológica* 18 (1): 21-30.
- Deacutis, C. F. 2008. Evidence of ecological impacts from excess nutrients in upper Narragansett Bay. In *Science for Ecosystem-Based Management* (pp. 349-381). Springer, New York, NY.
- Deutsch, B., and Voss, M. 2006. Anthropogenic nitrogen input traced by means of $\delta^{15}\text{N}$ values in macroalgae: results from in-situ incubation experiments. *Science of the Total Environment*, 366(2-3), 799-808.
- Dolbeth, M., Cardoso, P. G., Ferreira, S. M., Verdelhos, T., Raffaelli, D., and Pardal, M. A. 2007. Anthropogenic and natural disturbance effects on a macrobenthic estuarine community over a 10-year period. *Marine Pollution Bulletin*, 54(5),

576-585.

- Downie, N. H. R. (1986) *Métodos Estadísticos Aplicados* Edit. *Harla México*.
- Escobedo-Urias, D. C. 2010. *Diagnóstico y descripción del proceso de eutrofización en lagunas costeras del norte de Sinaloa* (Doctoral dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas).
- Fry, B. 1991. Stable Isotope Diagrams of Freshwater Food Webs: Ecological Archives E072-003. *Ecology*, 72(6), 2293-2297.
- Gao, S., Chen, X., Yi, Q., Wang, G., Pan, G., Lin, A., and Peng, G. 2010. A strategy for the proliferation of *Ulva prolifera*, main causative species of green tides, with formation of sporangia by fragmentation. *PLoS One*, 5(1), e8571.
- García-Pagés, M.A.E. 2007. Impacto relativo de las fuentes de nitrógeno en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, mediante el estudio de las relaciones isotópicas de C y N. Tesis de Maestría. ICMYL, UNAM, Mazatlán, Sinaloa. 90 p.
- Gianna, C., Cecilia, S., and Emanuela, S. 2003. Classification of coastal waters according to the new Italian water legislation and comparison with the European Water Directive. *Journal of Coastal Conservation*, 9(1), 65-72.
- Giovanardi, F., and Vollenweider, R. A. (2004). Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *Journal of Limnology*, 63(2), 199-218.
- Gómez, R., Tovilla, C., Barba, E., Castañeda, O., Valle, F. J., Romero, E. I., and Ramos, E. 2014. Índices tróficos de importancia ecológica y su relación con algunas variables físico-químicas en el sistema lagunar estuarino Chantuto-Panzacola, Chiapas, México. *Revista Cubana de Investigaciones Pesqueras*, 31(2), 47-57.
- González-Acosta, A. F., Balart, E. F., Ruiz-Campos, G., Espinosa-Pérez, H., Cruz-Escalona, V. H., and Hernández-López, A. 2018. Diversidad y conservación de los peces de la bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 89(3), 705-740.
- Grasshoff, K., Kremling, K., and Ehrhardt, M. (Eds.). 2009. *Methods of seawater analysis*. John Wiley and Sons.
- Green, L., Sutula, M., and Fong, P. 2014. How much is too much? Identifying benchmarks of adverse effects of macroalgae on the macrofauna in intertidal flats. *Ecological Applications*, 24(2), 300-314.
- Greening, H., Janicki, A., Sherwood, E. T., Pribble, R., and Johansson, J. O. R. 2014. Ecosystem responses to long-term nutrient management in an urban estuary:

- Tampa Bay, Florida, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 151, A1-A16.
- Green-Ruiz, C., & Páez-Osuna, F. 2003. Heavy metal distribution in surface sediments from a subtropical coastal lagoon system associated with an agricultural basin. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 71(1), 0052-0059.
- Hakspiel-Segura, C., Martínez-López, A., Escobedo-Urías, D., Verdugo-Díaz, G., and Chiquete Ozono, A. Y. 2015. Variación temporal del trazador N*, implicaciones sobre la biogeoquímica del nitrógeno en la Cuenca Alfonso, Golfo de California, México. *Hidrobiológica*, 25(2), 293-301.
- Havens, K. E., Hauxwell, J., Tyler, A. C., Thomas, S., McGlathery, K. J., Cebrian, J., ... and Hwang, S. J. 2001. Complex interactions between autotrophs in shallow marine and freshwater ecosystems: implications for community responses to nutrient stress. *Environmental pollution*, 113(1), 95-107.
- Herrera-Silveira, J. A., Arreola-Lizárraga, J. A., and Ramírez-Ramírez, J. 2009. Cambios hidrológicos y de estado trófico entre los años 2000 y 2006. *El sistema ecológico de la bahía de Chetumal/Corozal: costa occidental del Mar Caribe*, 21-27.
- Herrera-Silveira, J. A., S. M. Morales-Ojeda and T. O. Cortes-Balan. 2011. *Eutrofización en los ecosistemas costeros del Golfo de México*. SEMARNAT-NOAA-GEF-UNIDO. 88 p.
- Howarth, R. W. 2008. Coastal nitrogen pollution: a review of sources and trends globally and regionally. *Harmful algae*, 8(1), 14-20.
- Huo, Y., Han, H., Shi, H., Wu, H., Zhang, J., Yu, K., ... and He, P. 2015. Changes to the biomass and species composition of *Ulva* sp. on *Porphyra* aquaculture rafts, along the coastal radial sandbank of the Southern Yellow Sea. *Marine pollution bulletin*, 93(1-2), 210-216.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía-INEGI (México), 2010. Anuario estadístico de Baja California. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Gobierno del Estado de Baja California Sur, México (62 pp).
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía-INEGI (México), 2017. Anuario estadístico de Baja California. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Gobierno del Estado de Baja California Sur, México (80 pp).
- Kamer, K., Boyle, K. A., Fong, P. (2001). Macroalgal bloom dynamics in a highly eutrophic southern California estuary. *Estuaries*, 24(4), 623-635.
- Karez, R., Engelbert, S., Kraufvelin, P., Pedersen, M. F., and Sommer, U. 2004. Biomass response and changes in composition of ephemeral macroalgal assemblages along an experimental gradient of nutrient enrichment. *Aquatic*

Botany, 78(2), 103-117.

- Lapointe, B. E., Barile, P. J., Littler, M. M., and Littler, D. S. 2005. Macroalgal blooms on southeast Florida coral reefs: II. Cross-shelf discrimination of nitrogen sources indicates widespread assimilation of sewage nitrogen. *Harmful Algae*, 4(6), 1106-1122.
- Lapointe, B. E., Barile, P. J., Yentsch, C. S., Littler, M. M., Littler, D. S., and Kakuk, B. 2004. The relative importance of nutrient enrichment and herbivory on macroalgal communities near Norman's Pond Cay, Exumas Cays, Bahamas: a "natural" enrichment experiment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 298(2), 275-301.
- Lapointe, B. E., Burkholder, J. M., and Van Alstyne, K. L. 2018. Harmful macroalgal blooms in a changing world: causes, impacts, and management. *Harmful Algal Blooms: A Compendium Desk Reference*, 515-560.
- Lapointe, B. E., Herren, L. W., Debortoli, D. D., and Vogel, M. A. 2015. Evidence of sewage-driven eutrophication and harmful algal blooms in Florida's Indian River Lagoon. *Harmful Algae*, 43, 82-102.
- Leliaert, F., X. Zhang, N. Ye, E. Malta, A.H. Engelen, F. Mineur, H. Verbruggen and O. De Clerck. 2009. Identity of the Qingdao algal bloom. *Phycol. Res.* 57: 147–151.
- Lillebø, A. I., Teixeira, H., Pardal, M. A., and Marques, J. C. 2007. Applying quality status criteria to a temperate estuary before and after the mitigation measures to reduce eutrophication symptoms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 72(1-2), 177-187.
- Liu, D., Keesing, J. K., He, P., Wang, Z., Shi, Y., and Wang, Y. 2013. The world's largest macroalgal bloom in the Yellow Sea, China: formation and implications. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 129, 2-10.
- Liu, K. K., and Kaplan, I. R. 1989. The eastern tropical Pacific as a source of ¹⁵N-enriched nitrate in seawater off southern California. *Limnology and Oceanography*, 34(5), 820-830.
- López-Cortés, D. J., J. J. Bustillos-Guzmán, I. Gárate-Lizárraga, F. E. Hernández-Sandoval and I. Murillo-Murillo. 2003. Phytoplankton biomasses an hydrographic conditions during El Niño 1997-1998 in Bahía Concepción, Gulf of California, Mexico. *Geofísica Internacional*, 42(3):495-504.
- Lotze, H. K., and Schramm, W. 2000. Ecophysiological traits explain species dominance patterns in macroalgal blooms. *Journal of Phycology*, 36(2), 287-295.
- Martínez-López, A., Cervantes-Duarte, R., Reyes-Salinas, A., and Valdez-Holguín, J.

- E. 2001. Cambio estacional de clorofila a en la Bahía de La Paz, BCS, México. *Hidrobiológica*, 11(1), 45-52.
- McGlathery, K. J. 2001. Macroalgal blooms contribute to the decline of seagrass in nutrient-enriched coastal waters. *Journal of Phycology*, 37(4), 453-456.
- Melton, J. T. III, Collado-Vides, L., and Lopez-Bautista, J. M. 2016. Molecular identification and nutrient analysis of the green tide species *Ulva ohnoi* M. Hiraoka and S. Shimada, 2004 (Ulvophyceae, Chlorophyta), a new report and likely nonnative species in the Gulf of Mexico and Atlantic Florida, USA. *Aquatic Invasions*, 11(3), 225-237.
- Mesa-Zavala, E., 2013. Diagnóstico del hábitat del borrego cimarrón (*Ovis canadensis weemsii*) en función de variables ambientales y actividades antropogénicas en la sierra el Mechudo, Baja California Sur, México. (Tesis profesional de Doctorado). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C (131 pp).
- Michener, R., and Lajtha, K. (Eds.). 2008. Stable isotopes in ecology and environmental science. John Wiley & Sons.
- Monbet, Y. 1992. Control of phytoplankton biomass in estuaries: a comparative analysis of microtidal and macrotidal estuaries. *Estuaries*, 15(4), 563-571.
- Moreno-Casasola, P., Cejudo-Espinosa, E., Capistrán-Barradas, A., Infante-Mata, D., López-Rosas, H., Castillo-Campos, G., ... and Campos-Cascaredo, A. 2010. Composición florística, diversidad y ecología de humedales herbáceos emergentes en la planicie costera central de Veracruz, México. *Boletín de la sociedad botánica de México*, (87), 29-50.
- Moroyoqui-Rojo, L., Flores-Verdugo, F., Escobedo-Urias, D. C., Flores-de-Santiago, F., and González-Farías, F. 2015. Potential use of two subtropical mangrove species (*Laguncularia racemosa* and *Rhizophora mangle*) for nutrient removal in closed recirculating systems. *Ciencias Marinas*, 41(4), 255-268.
- Muciño-Marquez, R. E., Aguirre-Leon, A., and Guadalupe Figueroa-Torres, M. 2017. Evaluation of trophic status in the Pom-Atasta and Palizada del Este Fluvial-lagoon systems Campeche, Mexico. *Hidrobiológica*, 27(3), 281-291.
- Norris, J. N. 2010. Marine algae of the northern Gulf of California: Chlorophyta and Phaeophyceae. *Smithsonian contributions to botany*.
- Norris, J. N., Rosas, L. E. A., and Pedroche, F. F. 2017. Conspectus of the benthic marine algae of the Gulf of California: Rhodophyta, Phaeophyceae, and Chlorophyta. *Smithsonian contributions to Botany*, (106), 1-125.
- Núñez-López, R. A., and Valdez, M. C. 1998. Seasonal variation of seaweed biomass in San Ignacio Lagoon, Baja California Sur, México. *Botánica marina*, 41(1-6), 421-426.

- O'shanahan-Roca L., Vela-Troncoso, E., and Sánchez-González, A. 2003. Efectos de un vertido de aguas residuales sobre una comunidad bentónica del litoral de Telde, NE de Gran Canaria (islas Canarias). *Vieraea*, 31, pp. 253-266.
- Obeso Nieblas, M. (2003). *Variabilidad espacio-temporal de las condiciones oceanográficas de la bahía de La Paz, BCS, México* (Doctoral dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.)
- Obeso-Nieblas, M., Shirasago-Germán, B., Gaviño-Rodríguez, J., Perez-Lezama, E., Obeso-Huerta, H., and Jiménez-Illescas, Á. 2008. Variabilidad hidrográfica en Bahía de La Paz, Golfo de California, México (1995-2005). *Revista de biología marina y oceanografía*, 43(3), 559-567.
- O'Boyle, S., Wilkes, R., McDermott, G., Longphuir, S. N., and Murray, C. 2015. Factors affecting the accumulation of phytoplankton biomass in Irish estuaries and nearshore coastal waters: A conceptual model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 155, 75-88.
- Ochoa-Izaguirre, M. J. 1999. Composición y distribución de macroalgas en el sistema lagunar de Urías (Mazatlán, Sinaloa, México): variación estacional de la biomasa en relación con la disponibilidad de nutrientes y algunos factores ambientales. Tesis de Maestría. ICMYL, UNAM. Mazatlán, Sinaloa, México. 99 pp.
- Ochoa - Izaguirre, M. J., and Soto - Jiménez, M. F. 2015. Variability in nitrogen stable isotope ratios of macroalgae: consequences for the identification of nitrogen sources. *Journal of phycology*, 51(1), 46-65.
- ONU. 2016. Decenio internacional para la acción Agua Fuente de Vida - Calidad del agua. Consultado en: <http://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/quality.shtml> (15/09/2017).
- Pacheco-Ruíz, I. J. A. Zertuche-González, A. Chee-Barragán y E. Arroyo-Ortega. 2002. Biomasa and potencial comercial utilization of *Ulva lactuca* (Chlorophyta, Ulvaceae) beds along the north-west coast of the Gulf of California. *Phycologia*. 41(2): 199-201.
- Páez, F., Ramírez, G., Ruiz, A. C., and Soto, M. 2007. La contaminación por nitrógeno y fósforo en Sinaloa: flujos, fuentes, efectos y opciones de manejo. *UNAM, El Colegio de Sinaloa, SEMARNAT, CONACYT, México, DF.*
- Páez-Osuna, F. Eutrophication and macroalgal blooms in temperate and tropical coastal waters: nutrient enrichment experiments with *Ulva* spp. *Global Change Biology*, 16(9), 2624-2637.

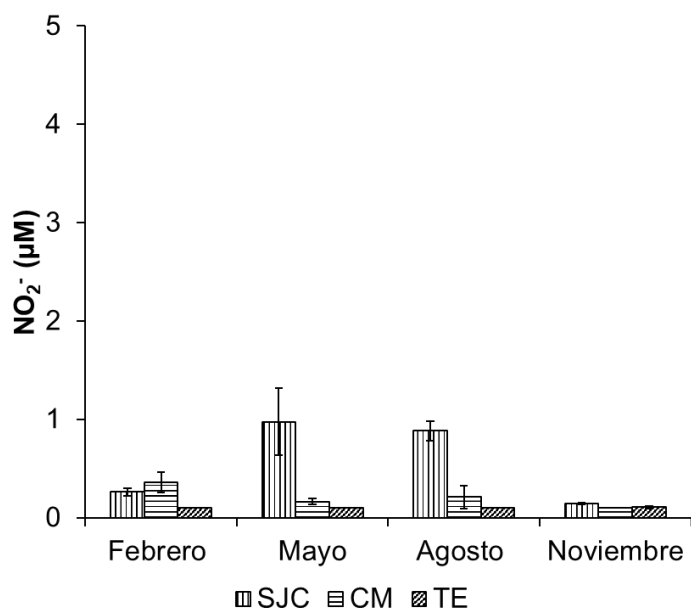
- Páez-Osuna, F., Gracia, A., Flores-Verdugo, F., Lyle-Fritch, L. P., Alonso-Rodríguez, R., Roque, A., and Ruiz-Fernández, A. C. 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Marine Pollution Bulletin*, 46(7), 806-815.
- Páez-Osuna, F., Piñón-Gimate, A., Ochoa-Izaguirre, M. J., Ruiz-Fernández, A. C., Ramírez-Reséndiz, G., and Alonso-Rodríguez, R. 2013. Dominance patterns in macroalgal and phytoplankton biomass under different nutrient loads in subtropical coastal lagoons of the SE Gulf of California. *Marine pollution bulletin*, 77(1-2), 274-281.
- Páez-Osuna, F., Ramírez-Reséndiz, G., Ruiz-Fernández, A.C., Soto-Martínez, M.F., 2007. La contaminación por nitrógeno y fósforo en Sinaloa: flujos, fuentes, efectos y opciones de manejo. In: Páez-Osuna, F. (Ed.), La Serie las Lagunas Costeras de Sinaloa. UNAM, El Colegio de Sinaloa, México, D.F.
- Panorama Acuicola, 2018, mayo 25. Baja California Sur tiene potencial para desarrollar actividades de acuicultura: Sepada. Panorama Acuicola Mazagine.
- Parsons, T. R., Maita, Y., and Lalli, C. M. 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon, Oxford sized algae and natural seston size fractions. *Marine Ecology Progress Series*, 199, 43-53.
- Pedersen, M. F., and Borum, J. 1996. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Marine Ecology progress series*, 142, 261-272.
- Pettine, M., Casentini, B., Mastroianni, D., and Capri, S. 2007. Dissolved inorganic carbon effect in the determination of arsenic and chromium in mineral waters by inductively coupled plasma-mass spectrometry. *Analytica chimica acta*, 599(2), 191-198.
- Piñón-Gimate, A., E. Serviere-Zaragoza, M. J. Ochoa-Izaguirre y F. Páez-Osuna. 2008. Species composition and seasonal changes in macroalgal blooms in lagoons along the southeastern Gulf of California. *Botanica Marina* 51, 112–123.
- Piñón-Gimate, A., Espinosa-Andrade, N., Sánchez, A., and Casas-Valdez, M. 2017. Nitrogen isotopic characterisation of macroalgal blooms from different sites within a subtropical bay in the Gulf of California. *Marine pollution bulletin*, 116 (1-2), 130-136.
- Piñón-Gimate, A., Soto-Jiménez, M. F., Ochoa-Izaguirre, M. J., García-Pagés, E., and Páez-Osuna, F. 2009. Macroalgal blooms and $\delta^{15}\text{N}$ in subtropical coastal lagoons from the Southeastern Gulf of California: Discrimination among agricultural, shrimp farm and sewage effluents. *Marine Pollution Bulletin*, 58 (8), 1144-1151.

- Post, D. M., Layman, C. A., Arrington, D. A., Takimoto, G., Quattrochi, J., and Montana, C. G. 2007. Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. *Oecologia*, 152(1), 179-189.
- Primpas, I., and Karydis, M. 2011. Scaling the trophic index (TRIX) in oligotrophic marine environments. *Environmental monitoring and assessment*, 178(1-4), 257-269.
- Primpas, I., Tsirtsis, G., Karydis, M., and Kokkoris, G. D. 2010. Principal component analysis: Development of a multivariate index for assessing eutrophication according to the European water framework directive. *Ecological Indicators*, 10(2), 178-183.
- Rafael, R. M. R., Pico, E. F. F., De La Luz, J. L. L., and Zaragoza, E. S. 2011. Conclusiones Y Perspectivas. Los Manglares De La Península De Baja California. *Los Manglares de la Península de Baja California*.
- Raimonet, M., Guillou, G., Mornet, F., and Richard, P. 2013. Macroalgae $\delta^{15}\text{N}$ values in well-mixed estuaries: indicator of anthropogenic nitrogen input or macroalgae metabolism?. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 119, 126-138.
- Rodríguez-Morales, E. O. 1997. Variación interanual de las Macroalgas en Punta Galeras, BCS Tesis Profesional. *UABCS. México*.
- Ruiz-Ruiz, T. M., Arreola-Lizárraga, J. A., Morquecho, L., Mendez-Rodríguez, L. C., Martínez-López, A., and Mendoza-Salgado, R. A. 2017. Detecting eutrophication symptoms in a subtropical semi-arid coastal lagoon by means of three different methods. *Wetlands*, 37(6), 1105-1118.
- Ruiz-Ruiz, T. M., Arreola-Lizárraga, J. A., Morquecho, L., Mendoza-Salgado, R. A., Martínez-López, A., Méndez-Rodríguez, L. C., and Enríquez-Flores, J. 2016. Assessment of eutrophication in a subtropical lagoon in the Gulf of California. *Aquatic ecosystem health and management*, 19(4), 382-392.
- Salas, F., Teixeira, H., Marcos, C., Marques, J. C., and Pérez-Ruzafa, A. 2009. Applicability of the trophic index TRIX in two transitional ecosystems: The Mar Menor lagoon (Spain) and the Mondego estuary (Portugal). *ICES Journal of Marine Science*, 65(8), 1442-1448.
- Sarà, G. 2007. A meta-analysis on the ecological effects of aquaculture on the water column: dissolved nutrients. *Marine Environmental Research*, 63(4), 390-408.
- Scanlan, C. M., Foden, J., Wells, E., and Best, M. A. 2007. The monitoring of opportunistic macroalgal blooms for the water framework directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1-6), 162-171.

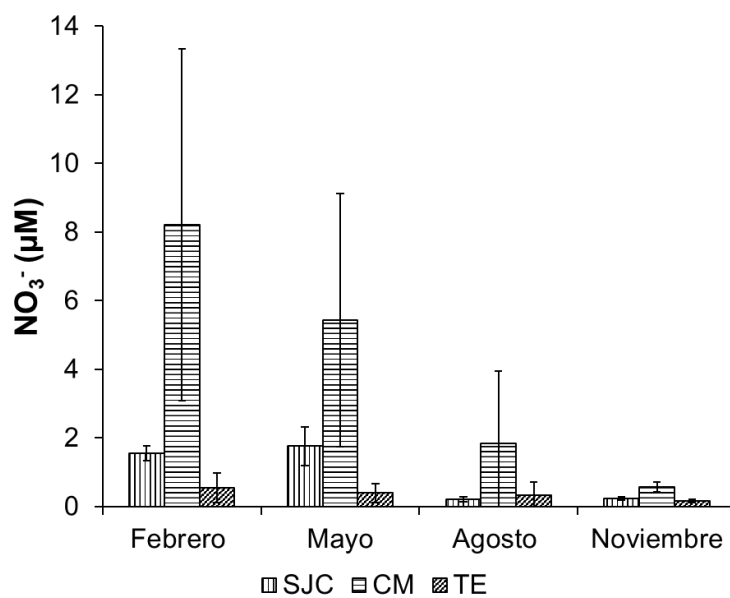
- SEDUE. (1989). Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad de Agua CE-CCA-001/89. Diario Oficial de la Federación, 435(9).
- Shahrban, M., and Etemad-Shahidi, A. 2010. Classification of the Caspian Sea coastal waters carbabased on trophic index and numerical analysis. *Environmental monitoring and assessment*, 164(1-4), 349-356.
- Sosa-Avalos, R., Gaxiola-Castro, G., Olivos-Ortiz, A., and Silva-Iñiguez, L. 2013. Nutrientes inorgánicos y producción del fitoplancton en una laguna costera subtropical de México. *Revista de biología marina y oceanografía*, 48(1), 143-154.
- Strauch, G., Möder, M., Wennrich, R., Osenbrück, K., Gläser, H. R., Schladitz, T., ... and Schirmer, M. 2008. Indicators for assessing anthropogenic impact on urban surface and groundwater. *Journal of Soils and Sediments*, 8(1), 23-33.
- Strickland, J. D. H. and T. R. Parsons 1972: A Practical Handbook of Seawater Analysis. 2nd ed., Bull. Fish. Res. Bd. Can. No. 167, 310 pp.
- Sutula, M., Green, L., Cicchetti, G., Detenbeck, N., and Fong, P. 2014. Thresholds of adverse effects of macroalgal abundance and sediment organic matter on benthic habitat quality in estuarine intertidal flats. *Estuaries and coasts*, 37(6), 1532-1548.
- Teichberg, M., Fox, S. E., Olsen, Y. S., Valiela, I., Martinetto, P., Iribarne, O., ... and PÁEZ-OSUNA, F. E. D. E. R. I. C. O. 2010. Eutrophication and macroalgal blooms in temperate and tropical coastal waters: nutrient enrichment experiments with *Ulva spp.* *Global Change Biology*, 16(9), 2624-2637.
- Thornber, C. S., Guidone, M., Deacutis, C., Green, L., Ramsay, C. N., and Palmisciano, M. 2017. Spatial and temporal variability in macroalgal blooms in a eutrophied coastal estuary. *Harmful algae*, 68, 82-96.
- Tucker, J., Sheats, N., Giblin, A. E., Hopkinson, C. S., and Montoya, J. P. 1999. Using stable isotopes to trace sewage-derived material through Boston Harbor and Massachusetts Bay. *Marine Environmental Research*, 48(4-5), 353-375.
- Valdez-Gómez, M. M. 2012. Caracterización del nivel trófico de *Megathura crenulata* (Sowerby, 1825) mediante el uso de la señal isotópica del $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$.
- Vargas-González, H. H., Arreola-Lizárraga, J. A., Mendoza-Salgado, R. A., Méndez-Rodríguez, L. C., Lechuga-Deveze, C. H., Padilla-Arredondo, G., and Cordoba-Matson, M. 2014. Effects of sewage discharge on trophic state and water quality in a coastal ecosystem of the Gulf of California. *The Scientific World Journal*, 2014.

- Velasco-García, J.A. 2009. Ambientes geológicos costeros del litoral de la Bahía de La Paz, Baja California Sur. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. México. 82 p.
- Vollenweider a-Silveira, J. A., and Morales-Ojeda, S. M. 2009. Evaluation of the health status of a coastal ecosystem in southeast Mexico: Assessment of water quality, phytoplankton and submerged aquatic vegetation. *Marine Pollution Bulletin*, 59(1-3), 72-86.
- Vollenweider, R., Giovanardi F., Montanari, G., and 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*, 9, pp.329-357.
- Ye, N.-H., Zhang, X.-W., Mao, Y.-Z., Liang, C.-W., Xu, D., Zou, J., Zhuang, Z.-M., Wang, Q.-Y., 2011. 'Green tides' are overwhelming the coastline of our blue planet: taking the world's largest example. *Ecological Research* 26, 477–485.
- Zar, J. H. 2013. *Biostatistical analysis: Pearson new international edition*. Pearson Higher Ed.

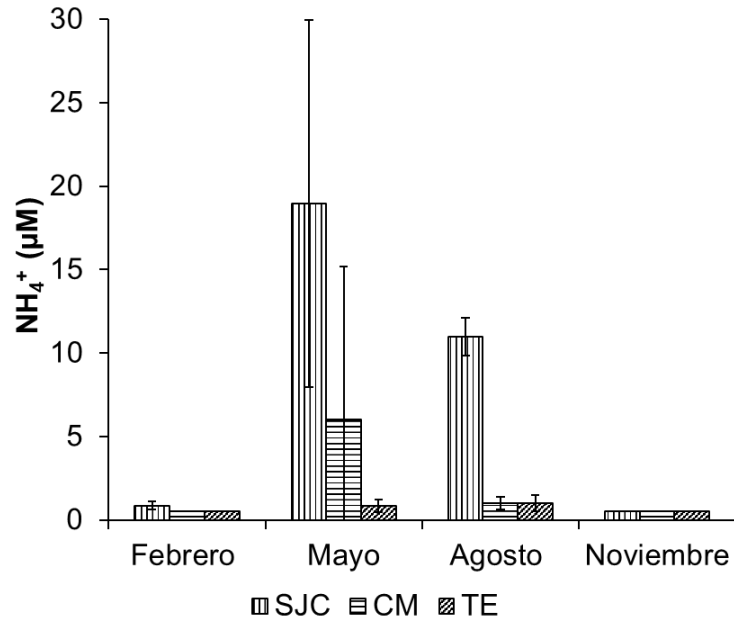
ANEXOS



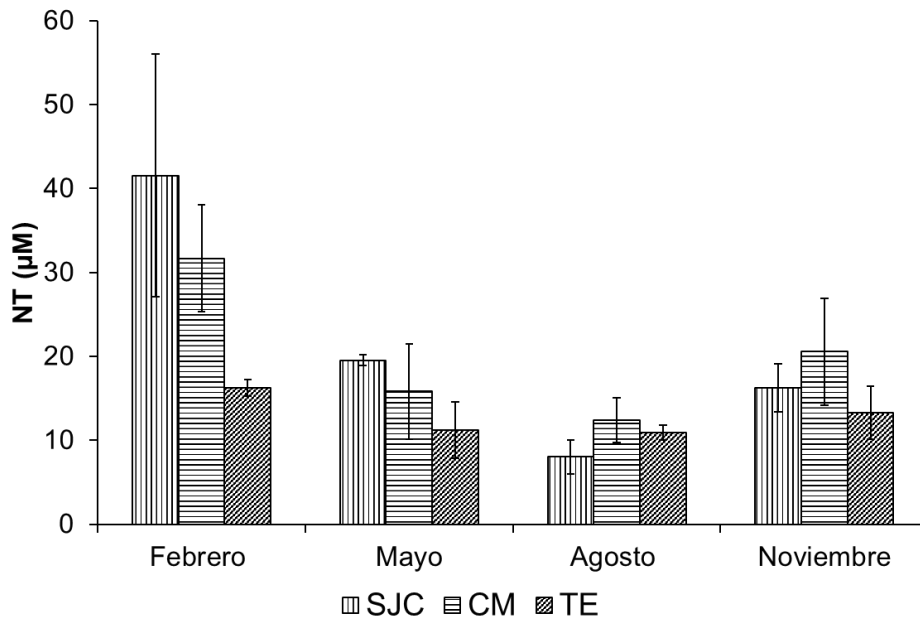
Anexo 1. Concentración de nitritos promedio y desviación estándar en tres sitios de la Bahía de La Paz, en febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018.



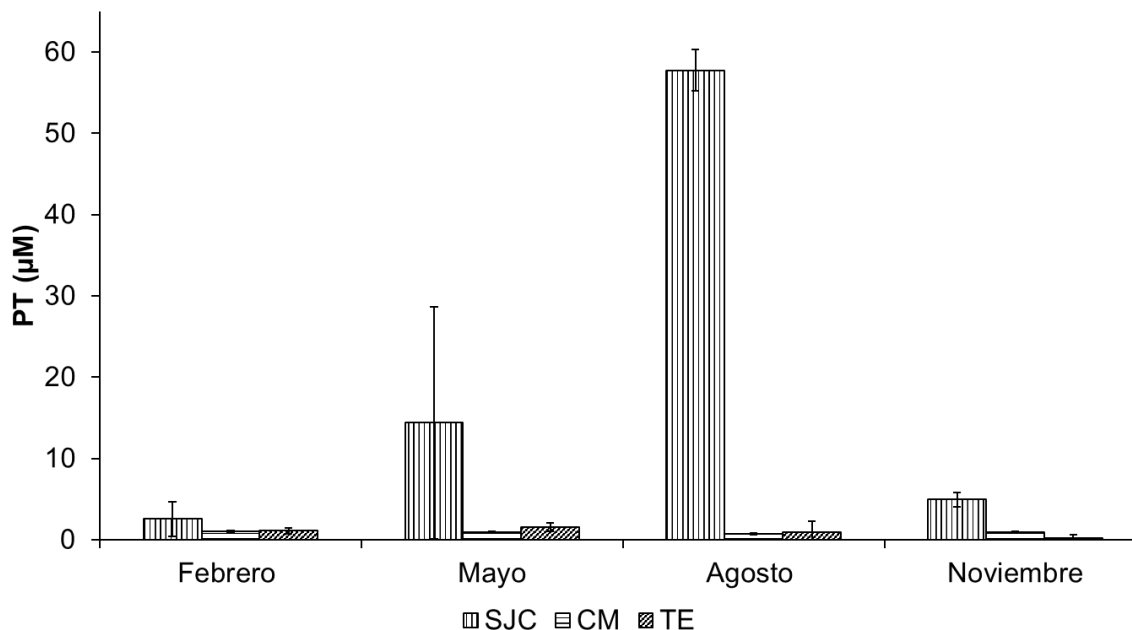
Anexo 2. Concentración de nitratos promedio y desviación estándar en tres sitios de la Bahía de La Paz, en febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018.



Anexo 3. Concentración de amonio promedio y desviación estándar en tres sitios de la Bahía de La Paz, en febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018.



Anexo 4. Concentración de nitrógeno total promedio y desviación estándar en tres sitios de la Bahía de La Paz, en febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018.



Anexo 5. Concentración de fósforo total promedio y desviación estándar en tres sitios de la Bahía de La Paz, en febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018.

Anexo 6. Diferencias significativas para la temperatura, mostradas por el análisis de varianza de dos vías tomando como factores sitio y mes.

	gl	MS	F	p
Intercepto	1	61020.64	1055256.82	< 0.05
SITIO	2	3.14	54	< 0.05
MES	3	233.90	4045	< 0.05
SITIO*MES	6	9.12	158	< 0.05
Error	94	0.06		

Anexo 7. Diferencias significativas para la salinidad, mostradas por el análisis de varianza de dos vías tomando como factores sitio y mes.

	gl	MS	F	p
Intercepto	1	140413.7	180873.5	< 0.05
SITIO	2	1.6	2.1	0.129315
MES	3	2.3	3.0	0.036261
SITIO*MES	6	1.0	1.3	0.250694
Error	94	0.8		

Anexo 8. Diferencias significativas para el oxígeno disuelto, mostradas por el análisis de varianza de dos vías tomando como factores sitio y el mes.

	gl	MS	F	p
--	----	----	---	---

Intercepto	1	13218.77	8073.336	< 0.50
SITIO	2	148.91	90.945	< 0.50
MES	3	85.63	52.296	< 0.50
SITIO*MES	6	78.98	48.237	< 0.50
Error	94	1.64		

Anexo 9. Diferencias significativas para el nitrógeno inorgánico disuelto, mostradas por el análisis de varianza de dos vías tomando como factores sitio y mes.

	<i>gl</i>	MS	F	<i>p</i>
Intercepto	1	1120.944	55.09515	< 0.05
SITIO	2	203.547	10.00445	< 0.05
MES	3	176.903	8.69490	< 0.05
SITIO*MES	6	86.333	4.24332	< 0.05
Error	24	20.346		

Anexo 10. Diferencias significativas para ortofosfatos, mostradas por el análisis de varianza de dos vías tomando como factores sitio y mes.

	<i>gl</i>	MS	F	<i>p</i>
Intercepto	1	237.6171	12.21477	< 0.05
SITIO	2	129.7661	6.67066	< 0.05
MES	3	108.9293	5.59954	< 0.05
SITIO*MES	6	109.6803	5.63815	< 0.05
Error	24	19.4533		

Anexo 11. Diferencias significativas para Cl a, mostradas por el análisis de varianza de dos vías tomando como factores sitio y época del año.

	<i>gl</i>	MS	F	<i>p</i>
Intercepto	1	35.47	138.81	< 0.05
SITIO	2	0.71883	2.8133	0.079864
MES	3	3.28882	12.8716	< 0.05
SITIO*MES	6	0.22720	0.8892	0.518182
Error	24	0.25551		

Anexo 12. Diferencias significativas para el TRIX, mostradas por el análisis de varianza de dos vías tomando como factores sitio y mes.

	<i>gl</i>	MS	F	<i>p</i>
Intercepto	1	v	7516.097	< 0.05
SITIO	2	5.9086	57.405	< 0.05
MES	3	13.7128	133.228	< 0.05
SITIO*MES	6	1.1220	10.901	< 0.05
Error	24	0.1029		

Anexo 13. Diferencias significativas para $\delta^{15}\text{N}$ de las macroalgas, mostradas por el análisis de varianza de dos vías tomando como factores sitio y mes.

	<i>gl</i>	MS	F	<i>p</i>
Intercepto	1	10051.26	34922.30	< 0.05
SITIO*MES	43	13.60	47.25	< 0.05
Error	49	0.29		

Anexo 14. Correlación de Pearson del sitio San Juan de la Costa en febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018, las correlaciones marcadas son significativas a $p < 0.05$

SITIO	MES	ESPECIE	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NID	PT	NT	Cl a	Temp.	TRIX
SJC	FEBRERO	<i>U. ohnoi</i>	-	-	-		-1.00	-	-	-	1.00
		<i>U. torta</i>	1.00	-	-	1.00	-	-	-	-	-
		<i>Gracilaria subsecundata</i>	-	-		1.00	-	-	-	-	-
		<i>Syridia filamentosa</i>	-	-	-1.00	-	-	-	-	-	-
		<i>Ceramium</i>	-	-	-	-	-	-1.00	-	-	-
		<i>Cladophora columbiana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	MAYO	<i>U. torta</i>	-	-	-1.00	-1.00	-	-	-	-	-
		<i>U. acanthophora</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		<i>G. crispata</i>	-	-	-	-	-	-	-	1.00	-
		<i>G. paquidermatica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		<i>G. spinifera</i>	-	-1.00	-	-	-	-	-	-	-
		<i>G. subsecundata</i>	-	-	-	-	-	-	-	1.00	-
	AGOSTO	<i>Ceramium</i>	-	-	-	-	-	-	-	1.00	-
		<i>Caulerpa sertularioides</i>	-	-	-	-	-	1.00	-	-	-
		<i>U. ohnoi</i>	-	-	-	-	-	1.00	-	-	-
		<i>G. crispata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1.00
		<i>G. paquidermatica</i>	-	-	-	-	-	1.00	-	-	-
		<i>G. pinnata</i>	-	-	-	-	-	1.00	-	-	-
	NOVIEMBRE	<i>G. spinifera</i>	-	-	-	-	-	1.00	-	-	-
		<i>C. sertularioides</i>	-	1.00	-	1.00	-	-	-	-	-
		<i>U. acanthophora</i>	-	1.00	-	1.00	-	-	-	-	-

G. paquidermatica

- 1.00 - - - - - - -

Anexo 15. Correlación de Pearson del sitio Casa del Marino en febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018, las correlaciones marcadas son significativas a $p < 0.05$

SITIO	MES	ESPECIE	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NID	PO ₄ ⁻³	PT	NT	TRIX
	FEBRERO	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		<i>Caulerpa sertularioides</i>	-	1.00	-	-	-	-	1.00	-
		<i>U. torta</i>	-	1.00	-	-	-	-	1.00	-
CM	MAYO	<i>U. acanthophora</i>	-	-1.00	-	-	-	-	-1.00	-
		<i>U. tepida</i>	-	-	-1.00	-	-	-1.00	-	-
		<i>G. pinnata</i>	-	1.00	-	-	-	-	1.00	-
		<i>Syridia filamentosa</i>	-	-	-	-	-1.00	-	-	-
	AGOSTO	<i>C. sertularioides</i>	-1.00	-1.00	-	-1.00	-	-	-	-1.00
		<i>G. spinifera</i>	-	-	-1.00	-	-	-	-	-
	NOVIEMBRE	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Anexo 16. Correlación de Pearson del sitio El Tecolote en febrero, mayo, agosto y noviembre del 2018, las correlaciones marcadas son significativas a $p < 0.05$

SITIO	MES	ESPECIE	NH ₄ ⁺	NT	Temp.
	FEBRERO	-	-	-	-
		<i>U. ohnoi</i>	-	-1.00	-
TE	MAYO	<i>Acanthophora spicifera</i>	-	-1.00	-
		<i>G. pinnata</i>	1.00	-	-
	AGOSTO	-	-	-	-
	NOVIEMBRE	<i>U. ohnoi</i>	-	-	-1.00