

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFÍA COSTERA



“EVALUACIÓN ESPACIOTEMPORAL DE LA CALIDAD DEL AGUA Y DE LA
COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA NOCIVA EN LA BAHÍA DE TODOS SANTOS

(2020–2021, 2023)”

TESIS

QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS NECESARIOS PARA
OBTENER EL GRADO DE MAESTRA

PRESENTA

BRIANNA ITZEL LÓPEZ CALDERÓN

Ensenada, Baja California, México.
Enero de 2026

**FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS
POSGRADO EN OCEANOGRAFÍA COSTERA**

**“EVALUACIÓN ESPACIOTEMPORAL DE LA CALIDAD DEL
AGUA Y DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA NOCIVA EN
LA BAHÍA DE TODOS SANTOS (2020–2021, 2023)”**

T E S I S

**QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS NECESARIOS
PARA OBTENER EL GRADO DE**

MAESTRA EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

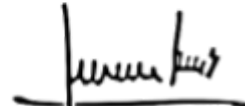
PRESENTA:

BRIANNA ITZEL LÓPEZ CALDERÓN


Aprobada por:



Dra. Mary Carmen Ruíz de la Torre
Director de tesis



Dr. Leopoldo Guillermo Mendoza Espinosa
Ortiz Sinodal



Dr. Aramis Olivos
Sinodal



Dr. Hiram Rivera Huerta
Sinodal

Dedicatoria

A mi padre, Dios.

Gracias por tu fidelidad, por ser mi fuente principal de vida y gozo. Todo lo que soy te lo debo a ti, gracias por proveerme de todo lo que necesito para llegar a esa ciudad celestial, y en el camino encontrar que..

“... las cosas invisibles de él, su eterno poder y deidad, se hacen claramente visibles desde la creación del mundo, siendo entendidas por medio de las cosas hechas, de modo que no tienen excusa.”

Rom. 1:20.

Te entrego este título para que sigas tejiendo mi vida conforme a tu voluntad.

Agradecimientos

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia, Humanidades y Tecnología (CONAHCYT) por el apoyo brindado para llevar a cabo mis estudios de posgrado. Proyecto PRONAI-PRONACES-CONACyT- "Atención a la Problemática Asociada a Florecimientos Algales Nocivos en Baja California: Integración del Conocimiento a Necesidades Socioambientales y Económicas"

Agradezco a la Universidad Autónoma de Baja California (UABC), y al personal docente y administrativo de la Facultad de Ciencias Marinas (FCM) por brindarme su apoyo durante mi formación académica. Secretaría de Marina, Segunda Región Naval. Monitoreo de Florecimientos Algales Nocivos. Campañas 2020-2024. Capitán Quiñones y tripulación. Al técnico de técnico del Laboratorio de Calidad de Agua del IIO-FCM-UABC, M.C. Mauricio Reyes, por su valioso apoyo en el trabajo en campo y en el análisis de muestras

A mi directora de tesis, Dra. Mary Carmen Ruiz de la Torre, por el apoyo y el conocimiento brindado durante esta época de posgrado. Por no dejarme nunca, por impulsarme, por enseñarme más allá del aula y del laboratorio. La admiro y la respeto por ser una persona profesional, y a la vez, comprometida con su familia.

A mis sinodales, Dr. Leopoldo Mendoza Espinosa, Dr. Hiram Rivera Huerta y Dr. Aramis Olivos Ortiz por sus sugerencias y críticas constructivas para llevar a cabo este estudio.

A mis padres, Betuel y Paty. Gracias por siempre demostrarme que "Al que cree todo le es posible". Son mi más grande admiración y le doy gracias a nuestro Dios de que me envió a ustedes para cumplir su propósito. ¡GRACIAS, PAPIS!. Los amo infinitamente.

A mi esposo, Enrique. Gracias por apoyarme durante este tiempo de preparación, por ser comprensivo y dar siempre todo de ti y más. Eres lo máximo. Agradezco que siempre me des el soporte para continuar forjando "nuestro futuro". Te amo.

A mi hijo, Andrés. Gracias por llegar a iluminar mis días con tu sonrisa, eres un pedacito de cielo aquí en esta tierra. Gracias por permitir que mamá continuara con su formación profesional y por acostumbrarte a esta vida de "trajines", eres el mejor. Te amo.

A mi hermana, Ashley. Sister, te amo... Agradezco todo tu apoyo, porque fuiste una pieza fundamental en la etapa inicial de este posgrado. Sin tu ayuda, esto no hubiera sido posible.

A mis abuelitos: Betuel y Sabina. Gracias por ser los precursores de esta preciosa familia, por dar vida y por viajar hasta "LA BAJA". Por no darse por vencidos en compartir "El evangelio" y por formar la base sólida de hijos y nietos en "la ciencia" para honrar a nuestro Dios. ¡Gracias!

A todos los miembros de mi familia "Los Betueles" (tíos y primos) por siempre apoyarme, por impulsarme a cumplir mis metas celestiales y terrenales. Gracias por todo su amor y cariño. Por estar y ser.

A la Familia Méndez Calderón. Por siempre creer en lo que Dios hace a través de las personas (en este caso, yo). Los amo. Gracias por todo su apoyo, y por su amor.

A todos los miembros del Laboratorio de Ecología de Florecimientos Algales Nocivos y Plancton. Gracias por compartir su conocimiento y por permitirme formar parte de ustedes, por los cafecitos mañaneros...

1 RESUMEN

La contaminación costera de origen antropogénico representa una amenaza creciente para los ecosistemas marinos, en particular para la Bahía de Todos Santos (BTS), Baja California, México, donde las descargas de aguas residuales sin tratamiento adecuado han influido en la calidad del agua y favorecido la proliferación de florecimientos algales nocivos (FAN). Este estudio evaluó la relación espaciotemporal entre los indicadores de calidad del agua (coliformes totales y fecales, y demanda bioquímica de oxígeno - DBO₅) y la comunidad fitoplanctónica potencialmente nociva durante los periodos 2020–2021 y 2023–2024, integrando análisis ecológicos, estadística no paramétrica (prueba de Kruskal-Wallis y post-hoc de Dunn) y Sistemas de Información Geográfica (SIG). Los resultados evidenciaron una mejora en la calidad del agua en 2023–2024, con una disminución en la densidad de coliformes y valores de DBO₅, aunque persistieron eventos de contaminación en zonas cercanas a la descarga de la planta de tratamiento “El Gallo”. Se identificaron cinco géneros dominantes de fitoplancton nocivo (*Lingulaulax polyedra*, *Pseudo-nitzschia cf. australis*, *Prorocentrum* sp., *Chaetoceros* sp. y *Tripos* sp.), cuyas abundancias y distribución variaron entre periodos. Se observaron correlaciones significativas entre algunos taxa y parámetros de calidad de agua (por ejemplo, *Pseudo-nitzschia* con DBO₅, $\rho \approx +0.38$; *L. polyedra* con coliformes totales, $\rho \approx -0.57$), lo que sugiere respuestas específicas a condiciones eutróficas o con presencia de contaminación fecal de origen antropogénico. La visualización espacial mediante SIG permitió identificar patrones de dominancia y zonas críticas de contaminación, reforzando el valor de estas herramientas para el monitoreo ambiental. En conjunto, los resultados indican una relación compleja pero relevante entre los vertimientos costeros y la dinámica de FAN en la BTS, y destacan la necesidad de fortalecer el monitoreo multianual, así como mejorar la gestión de aguas residuales como medida preventiva ante el cambio climático y la urbanización costera.

Palabras claves: *Contaminación costera, fitoplancton nocivo, calidad de agua.*

ÍNDICE DE CONTENIDO

1	RESUMEN.....	5
2	INTRODUCCIÓN.....	8
3	ANTECEDENTES.....	12
3.1	<i>Marco regulatorio y gestión del agua en México y Baja California.....</i>	<i>12</i>
3.2	<i>Infraestructura de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en Ensenada.....</i>	<i>13</i>
3.3	<i>Florecimientos Algales Nocivos.....</i>	<i>22</i>
3.4	<i>Calidad de agua costera, eutrofización y los florecimientos algales nocivos (FAN).....</i>	<i>27</i>
3.5	<i>Circulación oceánica y características hidrográficas de la Bahía Todos Santos.....</i>	<i>31</i>
3.6	<i>Aplicaciones de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) en el monitoreo ambiental y de FA FAN.....</i>	<i>36</i>
4	JUSTIFICACIÓN.....	39
5	HIPÓTESIS.....	41
6	OBJETIVO GENERAL.....	42
6.1	<i>Objetivos particulares.....</i>	<i>42</i>
7	METODOLOGÍA.....	43
7.1	<i>Área de Estudio.....</i>	<i>43</i>
7.2	<i>Trabajo en Campo.....</i>	<i>43</i>
7.2.1	<i>Toma de muestras de calidad del agua y fitoplancton.....</i>	<i>43</i>
7.3	<i>Trabajo en Laboratorio.....</i>	<i>47</i>
7.3.1	<i>Análisis de coliformes totales y fecales.....</i>	<i>45</i>
7.3.2	<i>Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅).....</i>	<i>51</i>
7.3.3	<i>Análisis de muestras de fitoplancton nocivo.....</i>	<i>51</i>
7.3.4	<i>Índices de diversidad y riqueza.....</i>	<i>56</i>
7.4	<i>Sistemas de Información Geográfica.....</i>	<i>57</i>
7.5	<i>Análisis Estadístico.....</i>	<i>59</i>
8	RESULTADOS.....	60
8.1	<i>Calidad de agua en la Bahía Todos Santos 2020-2021 y 2023-2024.....</i>	<i>60</i>
8.1.1	<i>Indicadores microbiológicos de calidad de agua: Coliformes totales y fecales.....</i>	<i>60</i>
8.1.2	<i>Distribución de coliformes fecales y coliformes totales por estación y periodo de estudio (escala log₁₀) en la Bahía de Todos Santos 2020-2021 y 2023-2024.....</i>	<i>63</i>
8.1.3	<i>Demanda bioquímica de oxígeno de 5 días (DBO₅).....</i>	<i>64</i>
8.1.4	<i>Comparación de DBO₅ entre periodos.....</i>	<i>67</i>

8.1.5	Comparación de la densidad de bacterias coliformes (totales y fecales), entre periodos de estudio 2020-2021, 2023-2024.....	69
8.2	<i>Composición y dominancia de la comunidad fitoplanctónica.....</i>	71
8.3	<i>Diversidad y equidad de la comunidad fitoplanctónica.....</i>	72
8.3.1	Comparación temporal (2020–2021 vs 2023–2024).....	72
8.3.2	Comparación espacial de los índices de entre estaciones.....	74
8.4	<i>Distribución espacial de las abundancias de fitoplancton potencialmente nocivo en 2020-2021. 75</i>	
8.4.1	Abundancia total fitoplanctónica (cel·l ⁻¹) en Bahía Todos Santos durante el año 2020.....	75
8.4.2	Abundancia total (cel l ⁻¹) de especies de fitoplancton nocivo del periodo 2023-2024.....	76
8.4.3	Análisis estadístico de la variación en abundancia.....	81
8.4.4	Distribución de especies potencialmente nocivas por estación durante 2023-2024.....	83
8.4.5	Comparación entre la abundancia total de cinco especies fitoplanctónicas durante todo el periodo de estudio 2020-2024.....	85
8.5	<i>Relación entre especies formadoras de FAN y calidad de agua.....</i>	86
8.6	<i>FAN y calidad del agua representados mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG)...</i>	87
8.6.1	Calidad de agua: distribución espacial de Coliformes fecales, Coliformes totales 2020-2021 y 2023-2024.....	87
8.6.2	FAN: distribución espacial de las abundancias de fitoplancton potencialmente nocivo en 2023-2024.	100
9	DISCUSIONES.....	113
9.1	<i>Descripción de la calidad del agua de acuerdo con el análisis de coliformes totales, coliformes fecales, y medición de la demanda bioquímica de oxígeno para los periodos de estudio 2020-2024.....</i>	113
9.2	<i>Variación temporal de coliformes y precipitación (2020-2024).....</i>	117
9.3	<i>Florecimientos Algaes Nocivos periodo de estudio 2020-2024.....</i>	121
9.4	<i>Distribución espacio-temporal de la abundancia absoluta (cel l⁻¹) de los grupos de diatomeas y dinoflagelados en la Bahía de Todos Santos para el año 2023-2024.....</i>	124
9.5	<i>Relación entre especies formadoras de FAN y calidad de agua y sus implicaciones socioeconómicas.....</i>	127
9.6	<i>Florecimientos Algaes Nocivos y calidad de agua representados mediante un Sistema de Información Geográfica.....</i>	130
10	CONCLUSIONES.....	134
11	REFERENCIAS.....	136
12	ANEXOS	156

2 INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas costeros se encuentran directamente afectados por las actividades antropogénicas. Particularmente, las bahías, lugares donde se desarrollan diversas actividades económicas asociadas con el recurso hídrico, como pesca, acuicultura y ostricultura (CONABIO, 2008; Lemley y Adams, 2018). Las descargas residuales urbanas ricas en alta carga de nutrientes orgánicos e inorgánicos deterioran la calidad del agua y afectan los servicios ecosistémicos, por lo que su monitoreo y gestión son fundamentales para el desarrollo sostenible (Basabe, 2022; NOAA, 2023; Durazo *et al.*, 2024).

En la Bahía de Todos Santos (BTS), Ensenada, Baja California, esta problemática se ha agudizado debido a deficiencias en la infraestructura sanitaria y en la infraestructura de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR). Históricamente, se han registrado vertimientos directos de aguas residuales –tratadas y sin tratar– hacia el litoral, lo cual ha deteriorado la calidad de agua y ha afectado tanto a la salud pública como el equilibrio del ecosistema (Basabe, 2022).

Existen cuatro plantas de tratamiento que en conjunto han contribuido a la problemática de contaminación de la BTS por el inadecuado funcionamiento de la infraestructura sanitaria. Entre ellas, se encuentra la primera planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Ensenada, la PTAR “El Gallo” que inició operaciones en la década de 1980, PTAR “El Sauzal” que comenzó sus operaciones en 1989, PTAR “El Naranja” inició operaciones en el año 2000, y PTAR “Noreste” que comenzó a operar en el 2007.

Se han identificado dos tipos de descargas: puntuales (PTAR El Gallo y El Naranjo) efluentes que, hasta el año 2024 descargaban directamente en el Arroyo El Gallo (después de ese año, PTAR El Naranjo redirigió el efluente hacia Maneadero por modificaciones estructurales y de reúso del agua resultante) (CONAGUA, 2016; Tanahara *et al.* 2021, Rojas y Mendoza-Espinosa, 2022); y descargas no puntuales (PTAR El Sauzal y Noreste) siendo generadas de forma clandestina o por fallas estructurales en zonas como El Sauzal y la rada portuaria (Gutiérrez, 2010), debido a que el agua resultante proviene de Arroyo Cuatro Milpas y Arroyo Doña Petra respectivamente (siendo el destino final de este efluente El Sauzal y Rada portuaria) (CONAGUA, 2016).

La infraestructura sanitaria se construyó con el objetivo de ampliar la capacidad de tratamiento de aguas residuales ante el crecimiento poblacional. Sin embargo, entre 2015 y 2022 fue reportado un incremento en los niveles de contaminación en la bahía, mismo que fue atribuido a la falta de mantenimiento preventivo y correctivo.

Intrínsecamente, las fallas operativas de las PTAR constituyen un riesgo para la calidad del agua de la Bahía de Todos Santos (BTS). En este estudio, la evaluación del recurso hídrico se aborda desde un enfoque ambiental, específicamente centrado en la calidad del agua, entendida como el conjunto de características físicas, químicas y biológicas que determinan su aptitud ecológica en sistemas costeros. Bajo este enfoque, el análisis se basa en indicadores microbiológicos, particularmente en la cuantificación de grupos de bacterias coliformes totales y fecales, los cuales permiten inferir la presencia de contaminación de origen fecal en zonas costeras (Sierra, 2011; Tanahara *et al.*, 2021). De manera complementaria, se consideran variables como la demanda bioquímica de oxígeno

(DBO₅), utilizada como un estimador de la carga orgánica biodegradable y del impacto potencial de descargas residuales sobre la dinámica biogeoquímica del sistema.

Actualmente, en México existen organismos como la Comisión Federal para Protección de Riesgos Sanitarios (COFEPRIS) y la Comisión Estatal para la Protección de Riesgos Sanitarios (COEPRIS) que realizan monitoreos para verificar el cumplimiento de estos indicadores conforme a la normativa mexicana, aunque estas dependencias se encargan de evaluar la calidad de agua de mar, su enfoque se centra en salud pública, la distinción y relación con los monitoreos de calidad de agua se describe más adelante.

Con la evaluación de la calidad de agua residuales es posible establecer si existen relaciones que generen consecuencias ecológicas asociadas con el vertimiento de aguas de este tipo. Uno de los factores que ha sido ampliamente estudiado por su relación con diversas consecuencias ecológicas es la presencia de Florecimientos Algales Nocivos (FAN), que son proliferaciones masivas de ciertas especies fitoplanctónicas capaces de producir toxinas y/o causar afectaciones en el hábitat marino costero. Su recurrencia ha aumentado a nivel global como respuesta a procesos de eutrofización (aumento desmedido de nutrientes de origen antropogénico) y cambio climático (Trainer *et al.*, 2020; Dai *et al.*, 2023). Recientemente se ha documentado un aumento en la frecuencia e intensidad de los FAN a nivel global, que se ha asociado con diferentes factores como el cambio climático, el aumento de temperatura superficial y la eutrofización (Trainer *et al.* 2020; Wells *et al.* 2020), generando efectos adversos en los ecosistemas acuáticos, pesquerías y recursos costeros (Dai, *et al.*, 2023). Algunas especies nocivas de fitoplancton como *Chaetoceros sp.*, (Prado-España, *et al.* 2017) *Prorocentrum sp* (Muciño-Márquez, *et al.*, 2015) *Tripes*

sp., *Pseudo-nitzchia sp.* (Bates, *et al.* 2011) y *Lingulaulax polyedra* (Maciel-Baltazar, 2015) se encuentran estrechamente relacionadas con sitios con aporte excesivo de nutrientes o mala calidad de agua (que son clasificados como sitios de contaminación y eutrofización).

En este contexto, los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son herramientas clave para integrar y representar espacialmente datos sanitarios, ambientales y ecológicos que permitan analizar patrones espacio-temporales y generar productos útiles para la gestión costera (Ershad, 2020; Balla *et al.*, 2024). El presente estudio evalúa la relación entre los indicadores de calidad del agua y la presencia de fitoplancton nocivo en la Bahía de Todos Santos durante los periodos 2020–2021 y 2023–2024, utilizando análisis ecológico y estadístico integrados en un SIG, con el fin de identificar zonas críticas y patrones recurrentes que puedan orientar estrategias de monitoreo, prevención y manejo de riesgos sanitarios y ecológicos.

3 ANTECEDENTES

3.1 Marco regulatorio y gestión del agua en México y Baja California.

En México existe un marco regulatorio del agua y el organismo encargado de gestionar las aguas continentales y costeras nacionales es la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA); dentro de este marco regulatorio existe también, la Ley de Aguas Nacionales, un marco jurídico encargado (a través de la CONAGUA), de establecer el uso o aprovechamiento de las aguas nacionales mediante concesiones o asignaciones, por medio del Registro Público de Derechos de Agua (REPDA); una de esas concesiones es la descarga de aguas residuales (CONAGUA, 2024).

En Baja California, existe la Comisión Estatal de Protección contra Riesgos Sanitarios de Baja California (COEPRIS BC), la cual lleva a cabo el monitoreo de la calidad de agua de los cuerpos acuáticos recreativos, mediante muestreos periódicos para identificar contaminantes bacteriológicos y así lograr determinar si el agua es apta para actividades recreativas (COFEPRIS, 2025). Sin embargo, en Ensenada, B. C., la Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada (CESPE) es la institución a la cual se le ha conferido una concesión del suministro de agua potable así, como de la recolección y tratamiento de aguas residuales (Mendoza-Espinosa *et al.*, 2004).

3.2 Infraestructura de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en Ensenada.

Desde mediados del siglo XX y hasta finales de los años ochenta, la actividad económica más importante en la ciudad de Ensenada fue la pesquera; aunque por su desarrollo económico, hubo una diversificación de actividades del puerto para permitir la llegada de cruceros y así promover la actividad turística (Padilla, 2016). Desde el año 1980, el tratamiento que recibe el agua residual de la ciudad ha sido variable, lo que provoca contaminación de origen fecal, debido a un manejo inadecuado de las aguas residuales, y aunque los sectores productivos y económicos (entre los que destacan el turismo y recreación, la industria pesquera y productos marinos) dependen en gran parte de la conservación de sus recursos marinos, los eventos de contaminación marina son persistentes (Basabe, 2022).

Las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) funcionan para el tratamiento de los diferentes tipos de aguas residuales, entre las que se encuentran aguas urbanas, industriales y agrícolas (CONAGUA, 2016). Cuando estas funcionan adecuadamente logran que los cuerpos de agua se mantengan limpios y sin generar daños al medio ambiente (Rojas-Remis y Mendoza-Espinosa, 2014).

Uno de los principales problemas con los recursos hídricos en México, es su contaminación debido a la descarga de las PTAR, ya que, a nivel nacional, los sistemas de tratamiento sólo remueven 19% de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), materia que es biodegradable y que es generada a partir del uso doméstico, industrial y comercial

(CONAGUA, 2016). Sin embargo, estas descargas no sólo impactan en los ecosistemas acuáticos, sino que también representan un riesgo para la salud pública. Esto se debe a que el tratamiento inadecuado o insuficiente de las aguas residuales puede favorecer la proliferación de microorganismos patógenos, la acumulación de contaminantes químicos y la disminución de la calidad del agua, especialmente en zonas recreativas SEMARNAT, CONAGUA, 2019).

Las zonas costeras se caracterizan por una alta productividad biológica y por la provisión de diversos servicios ecosistémicos; sin embargo, también concentran múltiples presiones antropogénicas cuya naturaleza varía según el contexto territorial. En zonas urbanas, la principal fuente de contaminación proviene de descargas domésticas, así como de actividades industriales y comerciales asociadas al desarrollo urbano. En zonas rurales, la degradación de la calidad del agua se relaciona principalmente con actividades ganaderas y agrícolas, a través de aportes difusos de nutrientes y materia orgánica. En áreas de transición urbano-rural, la calidad del agua costera resulta afectada por la convergencia de todas estas fuentes, lo que incrementa la complejidad de los procesos de eutrofización y del manejo ambiental del sistema (Cloern, 2001). Este patrón ha sido documentado en evaluaciones ambientales de sistemas costeros semi-cerrados en México, donde los aportes antropogénicos se reflejan en cambios en la calidad del agua y en el estado trófico del sistema (Vargas, 2012).

En la ciudad de Ensenada, la gestión del saneamiento está a cargo de la Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada (CESPE), la cual opera actualmente seis Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR): “El Gallo”, “El Sauzal”, “Maneadero”, “Noroeste”, “El Naranjo” y “Francisco Zarco” (Mendoza-Espinosa *et al.*, 2004). Estas plantas tratan, en conjunto, un volumen promedio de 22 millones de metros cúbicos anuales de aguas residuales. Las PTAR “El Gallo”, El Sauzal” y “El Naranjo” son las más relevantes históricamente, dado su volumen de tratamiento centralizado y su influencia directa en la calidad del agua en la Bahía de Todos Santos (Fig. 1).

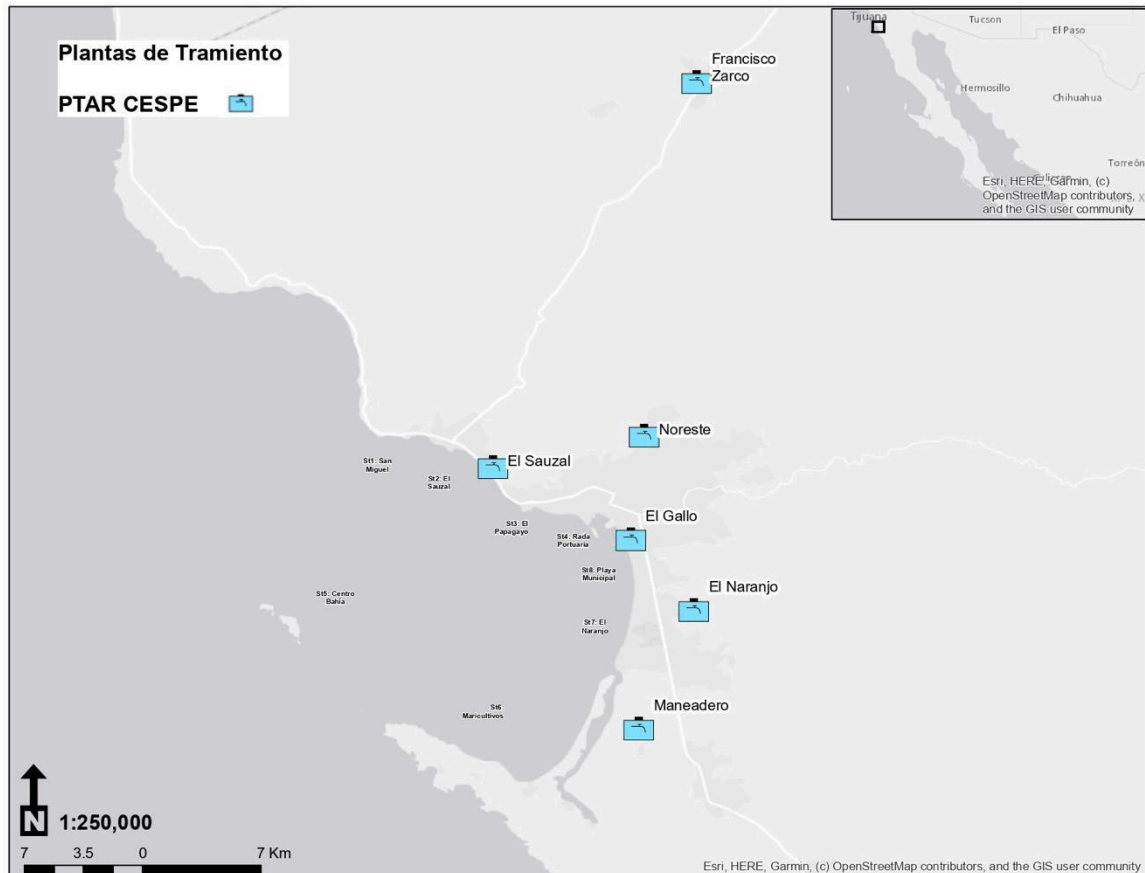


Figura 1. Localización de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) en la ciudad de Ensenada, operadas por la Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada (CESPE), PTAR El Sauzal, Noroeste, El Gallo, El Naranjo, y Maneadero. Así como la ubicación de la Bahía de Todos

Santos, las secciones noroeste y suroeste de la BTS (San Miguel y Punta Banda, respectivamente); así como la ubicación de la ciudad de Ensenada ubicada en la zona noroeste de México.

Hasta el mes de octubre del 2024 El Arroyo El Gallo recibía el efluente de la PTAR El Gallo y PTAR El Naranjo, desembocando en la BTS. Sin embargo, a partir del 2025 el efluente El Naranjo se destina a los campos de floricultura de Maneadero, en la ciudad de Ensenada. A lo largo de más de cinco décadas, estos sistemas han presentado diferentes capacidades, desempeños y fallas operativas que han influido de forma directa en la calidad del agua costera, en particular en zonas como el Arroyo El Gallo y Playa Hermosa.

La evolución operativa y problemática ambiental de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) El Gallo y El Naranjo en Ensenada (1970–2025)

A través del tiempo se han documentado los principales hitos en la historia de estas PTAR y sus características operativas, las problemáticas asociadas y la infraestructura sanitaria de Ensenada y su vínculo con episodios de contaminación, fallas institucionales y esfuerzos recientes por recuperar su funcionamiento adecuado.

La PTAR “El Gallo” fue construida en 1976 con una capacidad de 225 l/s; en aquel entonces, la problemática ambiental y sanitaria estaba principalmente asociada a contaminación fecal en el Arroyo “El Gallo” (Orozco-Borbón, y Gutiérrez-Galindo, 1982). En 1980-1990 se reportaron fallas operativas y se documentó el hallazgo de bacterias coliformes en sedimentos (Sañudo, *et al.* 1984; Donath y Loya, 1989).

Durante 1991 se realizaron estudios en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) El Gallo que evaluaron la eficiencia de remoción de contaminantes presentes en el

efluente tratado descargado a la Bahía de Todos Santos (BTS). Dichos estudios documentaron una alta eficiencia de remoción para cobre (Cu), mientras que esta fue considerablemente menor para plomo (Pb) y cadmio (Cd), lo que evidenció limitaciones en los procesos de tratamiento para la eliminación de metales pesados (Muñoz-Arriola, 1994). Asimismo, se señaló que la PTAR no contaba con procesos específicos para la remoción de estos contaminantes, por lo que el efluente tratado era descargado a la BTS con concentraciones residuales elevadas, afectando la calidad del agua receptora. De manera complementaria, estudios realizados en 1991 y 1992 en la misma PTAR reportaron una baja eficiencia en la remoción de nutrientes, particularmente amonio (NH_4^+), con valores entre 12 y 38%, así como aportes netos hacia el cuerpo de agua receptor, lo que constituyó una fuente continua de nutrientes de origen antropogénico con potencial para favorecer procesos de contaminación y eutrofización costera (Olivos-Ortiz, 1992).

Tanahara-Romero (1996) reportó que, durante el periodo 1991–1993, las mayores concentraciones de bacterias coliformes se registraron en estaciones localizadas frente al Arroyo El Gallo, observándose un gradiente de disminución hacia el centro y sur de la Bahía de Todos Santos (BTS). En 1993, la zona sur de la bahía presentó, en general, una buena calidad bacteriológica, atribuida a su mayor distancia respecto a las principales fuentes puntuales de descarga. No obstante, el mismo estudio documentó que durante eventos de alta precipitación pluvial se incrementaron de manera temporal los aportes de bacterias hacia la bahía, particularmente en zonas cercanas a escurrimientos continentales, evidenciando el efecto de la lluvia como un mecanismo de transporte de contaminantes.

Estudios posteriores indicaron que, para el año 2001, se registró una disminución en los niveles de contaminación microbiológica en la BTS, asociada al inicio de operaciones de la PTAR El Gallo (Seañez-Reyes, 2001). Sin embargo, evaluaciones más recientes señalaron que los valores bacteriológicos más altos, de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-1996, se asociaron directamente con fallas operativas de las PTAR El Gallo y El Naranja, particularmente durante periodos de lluvias, lo que reflejó un aporte intermitente pero significativo de contaminantes microbiológicos al sistema costero (CESPE, 2012).

Se ha documentado la importancia de la dinámica de circulación costera y el papel que desempeña en el transporte y la dispersión de contaminantes en zonas aledañas a las descargas de aguas residuales. Pérez-Morga (2004) describió que en la Bahía de Todos Santos (BTS) predominan corrientes residuales, definidas como los flujos de agua que resultan del promedio temporal del movimiento, una vez removida la oscilación asociada a la marea. Estas corrientes residuales se generan por la interacción entre los ciclos de marea y el régimen de viento dominante, y determinan el transporte neto de masas de agua dentro de la bahía. En la BTS, dichas condiciones favorecen patrones de circulación con características retentivas, lo que puede reducir la dispersión horizontal de contaminantes y promover su permanencia en el sistema, especialmente en zonas cercanas a fuentes de descarga puntuales. En este contexto, contaminantes como las bacterias coliformes fecales son transportados siguiendo el patrón de circulación superficial de la Bahía de Todos Santos (Pérez-Morga, 2004), lo que favorece su permanencia en la zona costera. Estas características retentivas implican que, cuando las descargas de aguas residuales se realizan bajo esquemas convencionales de vertimiento, puede producirse una acumulación

progresiva de contaminantes en el sistema. Por ello, la regulación y gestión de las descargas deben considerar las condiciones físicas locales de circulación y retención, con el fin de prevenir impactos ambientales y sanitarios dentro de la bahía.

La Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) El Naranja es la planta de mayor capacidad en el municipio de Ensenada, Baja California, y entró en operación alrededor del año 2000 con una capacidad instalada aproximada de 500 L s^{-1} . Durante sus primeros años de funcionamiento, la planta operó de manera continua; sin embargo, a partir de 2010 comenzaron a presentarse fallas recurrentes en los sistemas de aireación y agitación, las cuales persistieron hasta 2014 y comprometieron la eficiencia del tratamiento. Posteriormente, en 2016 se documentaron inconsistencias asociadas a periodos en los que el efluente tratado presentó una calidad deficiente, lo que evidenció problemas operativos intermitentes en la planta (CESPE, sin fecha).

En años posteriores, particularmente en 2022, Rojas-Remis y Mendoza-Espinosa señalaron que la PTAR El Naranja enfrentaba limitaciones en su infraestructura y maquinaria, lo que ocasionaba la generación de olores y gases con impactos ambientales negativos. No obstante, de acuerdo con los análisis reportados, el efluente cumplía con los criterios establecidos por la normatividad vigente. Bajo este esquema, el agua tratada fue redireccionada hacia el Arroyo San Carlos, en la delegación de Maneadero, donde se destinó principalmente para uso agrícola.

Sin embargo, en febrero de 2023 se reportaron concentraciones de enterococos hasta diez veces superiores a las registradas previamente en Playa Hermosa, alcanzando valores

máximos de 24 000 NMP, lo que indicó un deterioro significativo en la calidad del agua tratada (Flores, 2022). En ese mismo periodo, se dio a conocer la existencia de una interconexión operativa entre las PTAR El Gallo y El Naranjo, mediante la cual las descargas que anteriormente se vertían en Playa Hermosa fueron redirigidas hacia Maneadero. Esta situación generó preocupación entre productores agrícolas y floricultores de la región, quienes manifestaron inquietud por el uso continuo de agua de calidad deficiente para riego, evidenciando la persistencia de la problemática asociada al tratamiento y manejo del efluente (Eureka, 2023).

Se registraron planes de rehabilitación de las plantas El Naranjo, El Gallo, Noreste, El Sauzal y Maneadero. Se propuso que, a partir de las rehabilitaciones y modificaciones de infraestructura, la PTAR El Naranjo duplicara su capacidad de manera que el agua resultante del tratamiento se utilizara en la agricultura. Se reconoció que la calidad de las aguas residuales vertidas en los campos de floricultura debía mejorar (Flores, 2022).

Ante la necesidad de una gestión integral adecuada del recurso hídrico y de contar con infraestructura eficiente para el tratamiento de aguas residuales, los gobiernos federal y municipal han implementado diversas estrategias con un enfoque prioritariamente social. En este contexto, y en concordancia con las disposiciones de la CONAGUA, en 2002 se estableció el Programa Playas Limpias, cuyo objetivo principal fue promover el monitoreo sistemático de la calidad del agua en las playas del país.

El programa Playas Limpias inició el 30 de abril del 2003, y se desarrolló con el fin de garantizar el uso recreativo seguro de las playas recreativas y proteger la salud de los

usuarios. Este programa involucra la acción de diferentes instancias gubernamentales orientadas a la vigilancia y mejora de la calidad de agua en zonas costeras, con el objetivo de promover una calidad apropiada de las aguas mexicanas. Lo cual conlleva las siguientes acciones: el monitoreo de aguas marinas, inspección y vigilancia de descargas clandestinas de aguas residuales, entre otros (SEMARNAT, S/F). El programa ha evolucionado en todo el país, de modo que, recientemente se dio a conocer el lanzamiento de una aplicación para teléfono móvil que permite el acceso a información de las playas limpias en el territorio nacional. (SEMARNAT, 2025).

En México, el monitoreo de la calidad bacteriológica del agua en playas recreativas se realiza de manera sistemática desde hace más de dos décadas a través del programa coordinado por la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS), cuyo objetivo principal es evaluar los riesgos sanitarios asociados al contacto recreativo con el agua de mar y proteger la salud pública. Este programa contempla el muestreo periódico de playas a lo largo del litoral nacional y la publicación de resultados para informar a la población y apoyar la toma de decisiones.

En este marco, durante 2019 las playas del país fueron objeto de evaluaciones de calidad del agua que confirmaron la continuidad del programa de vigilancia sanitaria (COFEPRIS, 2019). No obstante, en el municipio de Ensenada ya se presentaba una problemática persistente asociada a la ineficiencia operativa de la PTAR El Gallo, particularmente durante el periodo 2010–2020, caracterizado por fallas relacionadas con la obsolescencia de infraestructura y la falta de mantenimiento. Aunque en octubre de 2020 se llevó a cabo un

proceso de rehabilitación de la planta (El Vigía, 2020), durante los años 2021 y 2022 se documentaron descargas continuas de aguas residuales con tratamiento insuficiente, situación que derivó en el cierre de la Playa Municipal de Ensenada (Tanahara et al., 2021; Basabe, 2022). Paralelamente, en 2021 se reportó el cierre temporal de la PTAR. Finalmente, tras la imposición de múltiples sanciones administrativas entre 2020 y 2025, la PTAR El Gallo fue rehabilitada nuevamente y para 2025 se informó que operaba a su máxima capacidad, con un caudal aproximado de 100–150 l s⁻¹ (CESPE, 2025).

3.3 Florecimientos Algales Nocivos

Los florecimientos algales nocivos (FAN) son un fenómeno natural propio de los ecosistemas marinos caracterizado por la proliferación excesiva de macro o micro algas que, bajo ciertas condiciones ambientales, pueden generar impactos ambientales, sociales y económicos. Estos eventos alteran la calidad del agua y limitan su uso para consumo, recreación y diversas actividades productivas (García-Mendoza *et al.*, 2016). Los efectos en la salud pública se presentan principalmente por el consumo de productos marinos contaminados, causando síndromes paralizantes, diarreicos, amnésicos y por ciguatera. Además de su repercusión sanitaria, los FAN provocan daños ecológicos considerables, como la mortandad masiva de organismos marinos cultivados y silvestres, afectando de manera directa a sectores costeros como la pesca, la acuicultura, el turismo y los servicios, alterando el paisaje marino mediante la aparición de coloraciones inusuales, formación de espumas y emisión de olores desagradables (García-Mendoza *et al.*, 2016).

La composición fitoplanctónica en la Bahía de Todos Santos (BTS) está estrechamente vinculada a la variabilidad estacional característica de sistemas de surgencia costera del Sistema de la Corriente de California. Durante periodos de surgencia intensificada, principalmente en primavera y principios de verano, el ascenso de aguas frías y ricas en nutrientes desde capas subsuperficiales fertiliza la zona eufótica, favoreciendo el rápido crecimiento y la alta biomasa de diatomeas (Ramírez-Altamirano *et al.*, 2023; González-Dávalos *et al.*, 2025). Estos eventos suelen presentarse en forma de pulsos, cuya intensidad puede disminuir hacia el verano, limitando progresivamente la disponibilidad de nutrientes y reduciendo la dominancia de diatomeas, particularmente aquellas de mayor tamaño celular.

En contraste, durante el otoño, la columna de agua en la BTS tiende a estratificarse como resultado del debilitamiento de la surgencia y el incremento de la estabilidad térmica, condiciones que favorecen a grupos fitoplanctónicos mejor adaptados a ambientes cálidos y pobres en nutrientes, como los dinoflagelados y el fitoplancton de menor tamaño (Ramírez-Altamirano *et al.*, 2023; González-Dávalos *et al.*, 2025). Durante el invierno, la combinación de menor radiación solar y una mezcla más profunda de la columna de agua se asocia con una disminución general de la biomasa y diversidad fitoplanctónica en la bahía (Ramírez-Altamirano *et al.*, 2023).

En la Bahía de Todos Santos (BTS) se ha documentado la presencia de especies fitoplanctónicas productoras de toxinas, como *Pseudo-nitzschia* spp., así como de especies potencialmente nocivas, entre ellas *Tripes furca*, la cual ha sido asociada con eventos de

mortandad de atunes e invertebrados en la región. Asimismo, algunos dinoflagelados como *Lingulodinium polyedra* y *Prorocentrum micans* presentan la capacidad de formar florecimientos persistentes bajo condiciones ambientales favorables, al igual que *T. furca*, lo que incrementa su relevancia ecológica y sanitaria en la BTS (Peña-Manjarrez *et al.*, 2005, 2009).

La comunidad fitoplanctónica de la BTS responde de manera rápida a la variabilidad ambiental impuesta por procesos físicos dominantes, particularmente la surgencia costera y la posterior estratificación de la columna de agua. Durante periodos de surgencia, el enriquecimiento de nutrientes favorece el desarrollo de altas biomásas fitoplanctónicas y puede detonar eventos de florecimiento dominados por especies oportunistas, mientras que condiciones de mayor estabilidad favorecen la persistencia de dinoflagelados potencialmente nocivos. Estudios recientes en la BTS han documentado que la ocurrencia y persistencia de blooms fitoplanctónicos se encuentra estrechamente vinculada a la interacción entre pulsos de surgencia, estructura comunitaria y condiciones locales de retención, más que a un único forzamiento ambiental (Ramírez-Altamirano *et al.*, 2023; González-Dávalos *et al.*, 2025; Zumaya-Basurto *et al.*, 2025).

A nivel global, la ocurrencia de florecimientos algales nocivos (FAN) se ha incrementado desde la década de 1980, con aumentos particularmente marcados en Asia y África, asociados al enriquecimiento de nutrientes derivado de la urbanización, las descargas de aguas residuales y la expansión agrícola. En contraste, regiones como América del Norte, Europa y Oceanía han mostrado cierta estabilidad gracias a la implementación de políticas

de control de nutrientes desde la década de 1970 (Feng *et al.*, 2021). No obstante, el calentamiento global y la acumulación histórica de nutrientes han favorecido el resurgimiento de FAN tóxicos, principalmente en ecosistemas de agua dulce en Estados Unidos y Europa, lo que evidencia los retos persistentes de mitigación en un contexto de cambio climático (Feng *et al.*, 2024).

Estos patrones resaltan la necesidad de fortalecer la investigación interdisciplinaria para comprender las variables ambientales que controlan la aparición, persistencia y frecuencia de los FAN, así como el modelado de la dinámica, ocurrencia y riesgo de estos eventos, orientado al desarrollo de herramientas de pronóstico que integren forzamientos físicos, químicos y biológicos. De manera complementaria, el fortalecimiento de redes de monitoreo integradas resulta clave para mejorar la prevención y la respuesta temprana ante FAN a distintas escalas espaciales y temporales (Feng *et al.*, 2024).

La eutrofización marina, derivada del aporte excesivo de nutrientes provenientes de actividades agrícolas, urbanas y acuícolas, es uno de los principales impulsores de los FAN, que representan una seria amenaza para los ecosistemas costeros y la salud pública. Estos eventos pueden desencadenar pérdida de biodiversidad, episodios de hipoxia, degradación de hábitats bentónicos, producción de toxinas y alteraciones en los procesos biogeoquímicos de nutrientes como N, P y Si que pueden afectar particularmente en el ciclo del carbono. Su recurrencia y expansión responden a la interacción de factores naturales y antropogénicos, como el incremento de la temperatura superficial del mar, la acidificación oceánica y la introducción de especies exóticas. En este contexto, la gestión de los FAN

requiere enfoques integrados que combinen la detección temprana —mediante sensores automáticos, teledetección, herramientas moleculares y modelos predictivos— con estrategias de control orientadas a la reducción de nutrientes, la restauración ecológica y la aplicación de tecnologías innovadoras (Zahir *et al.*, 2024).

Los avances recientes en el monitoreo de los FAN han mejorado notablemente su detección, predicción y manejo a distintas escalas espaciales y temporales. La teledetección satelital y las imágenes hiperespectrales y multiespectrales facilitan la observación de grandes extensiones oceánicas mediante el seguimiento de la clorofila-a y otros índices asociados a la biomasa fitoplanctónica, mientras que los vehículos aéreos no tripulados (UAV) complementan la vigilancia local con alta resolución espacial, mientras que los sistemas *in situ*, como boyas equipadas con sensores y plataformas automatizadas, proporcionan información continua sobre la calidad del agua y la dinámica del fitoplancton, permitiendo respuestas más rápidas ante posibles eventos nocivos (Anderson *et al.*, 2012). Paralelamente, los métodos moleculares (PCR, las sondas genéticas y la metatranscriptómica) han fortalecido la detección específica y temprana de especies productoras de toxinas (Anderson *et al.*, 2012). De forma complementaria, la modelación numérica y los algoritmos de aprendizaje automático se aplican cada vez más para predecir la aparición y evolución de los FAN mediante la integración de variables ambientales y biológicas. Finalmente, el perfeccionamiento de las técnicas de detección de toxinas, como la cromatografía acoplada a espectrometría de masas, los biosensores y los inmunoensayos, así como los sistemas de alerta temprana donde una herramienta que integra todo este conocimiento para su mejor manejo lo brinda un sistema de información geográfica, ha

incrementado la capacidad de respuesta ante los riesgos que estos eventos representan para la salud humana y la sostenibilidad de las actividades costeras (Lan *et al.*, 2024).

3.4 Calidad de agua costera y florecimientos algales nocivos (FAN)

La calidad del agua en zonas costeras está determinada a partir de múltiples parámetros, entre los que se encuentran la concentración de compuestos orgánicos, nutrientes (como nitrógeno y fósforo), sólidos suspendidos y microorganismos indicadores de contaminación fecal, como coliformes totales y fecales. Estos indicadores se utilizan principalmente para evaluar la calidad del agua en relación con su aptitud para fines recreativos o productivos (Boehm y Sassoubre, 2014). El agua y su uso recreativo se reconocen como factores determinantes para la salud y el bienestar. Sin embargo, a medida que se intensifica la actividad antropogénica, se constituye un mayor riesgo para los cuerpos de agua costeros (OMS, 2025).

El estándar indicador de coliformes totales para aguas recreativas fue establecido en el año 1953 en EUA, lo cual derivó de reconocer que las bacterias Gram-negativas (especialmente los coliformes fecales) se encontraban presentes en el agua, y asumiendo que sólo una fracción de bacterias coliformes totales eran de origen fecal. Durante los años 1970 al 1980 se llevaron a cabo nuevos descubrimientos que indicaron que los coliformes fecales eran indicadores confiables para la contaminación fecal. Sin embargo, actualmente los enterococos son reconocidos globalmente, por ser indicadores de contaminación en aguas recreativas marinas. Los enterococos son uno de los indicadores fecales recomendados por la EPA 2012 sobre Criterios de Calidad del Agua Recreativa para

proteger la salud pública. Sin embargo, los estándares de calidad de agua varían de una región a otra, aunque generalmente estos se apegan a los valores establecidos por la Organización Mundial de la Salud (Boehm y Sassoubre, 2014). Las bacterias coliformes por su parte, son mayormente indicadas para medir la eficiencia de las aguas residuales debido a que son indicadores de fácil medición y monitoreo, y sirve como un buen parámetro para evaluar la efectividad del proceso. En cuanto a normativa y estándares de calidad, los coliformes se utilizan universalmente en normativas ambientales y de salud pública como parámetros clave para la calidad microbiológica del agua (Chen, *et al.* 2023).

La normativa oficial que regula la concentración de estos parámetros en México actualmente es la NOM-001-SEMARNAT-2021, la cual establece los límites máximos permisibles para descargas de aguas residuales en cuerpos receptores de jurisdicción nacional. Si bien esta norma no contempla criterios específicos para el uso recreativo o productivo del agua, constituye una referencia fundamental para la estimación de riesgos ambientales y sanitarios. De manera complementaria instancias como SEMARNAT y CONAGUA son responsables de vigilar el cumplimiento de estas normas. (actualmente NOM-001-SEMARNAT-2021) (COFEPRIS, 2017). Dicha normativa considera como parámetro indicador bacteriológico a *Escherichia coli*. Sin embargo, es necesario distinguir que su uso se omitió por no ser aplicable a los periodos de muestreo del presente trabajo de tesis (vigencia normativa hasta el 11 de marzo del 2023 posterior al inicio del proyecto de tesis) (CONAGUA, 2023).

En el presente estudio, se empleó como referencia de calidad a la NOM-001-1996 la cual toma en cuenta a las bacterias coliformes fecales como un parámetro microbiológico válido para evaluar la descarga de aguas residuales (Desye, *et al.* 2022). Ese indicador ofrecen una visión integral y permiten realizar comparaciones con estudios previos, y hacer revisiones sistemáticas de la calidad del agua provenientes de las PTAR; límite máximo permisible (LMP) es de 1000 a 2000 NMP/100 de bacterias coliformes (NOM-001-1996-SEMARNAT).

En sistemas como la Bahía de Todos Santos, estas regulaciones y lineamientos adquieren relevancia debido a la coexistencia de descargas urbanas, deficiencias en el tratamiento de aguas residuales y procesos naturales de estratificación y retención, que favorecen la persistencia de contaminantes y aumentan los riesgos ambientales y sanitarios (Tanahara *et. al.*, 2021).

La estratificación es un proceso que genera un grado de estabilidad de la columna de agua, que se asocia con la temperatura y densidad (Mateos y Marinone, 2017). Esto se evidencia en la presencia de temperaturas superficiales más cálidas en ciertas áreas durante la primavera y verano, lo que indica un establecimiento de la termoclina y una estratificación vertical del agua. Una columna estratificada presenta capas con diferente densidad que limitan la mezcla vertical, y el proceso asociado a esa estratificación y a la circulación local, se le llama retención, que es un proceso característico de la BTS favorecido por la circulación ciclónica que mantiene las aguas más recientes —y del mismo modo a los nutrientes— en su interior. De esta forma, la bahía actúa como una “trampa”

(por su configuración morfológica) que impide que estas aguas salgan rápidamente, favoreciendo y potencializando procesos biológicos como la productividad primaria, y en ciertos casos, provocando acumulación de sustancias (Durazo, *et al.* 2024). Esto, en combinación con la calidad del agua, favorece la aparición de condiciones eutróficas y la eventual aparición de Florecimientos Algales Nocivos (FAN) (Reyes, *et al.* 2023)

El término eutrofización comenzó a recibir atención científica hacia la década de 1950. Inicialmente se definió como un aumento en la tasa de suministro de materia orgánica, y, más adelante, como el enriquecimiento de un cuerpo de agua por la remineralización de nutrientes, principalmente de origen antropogénico, especialmente nitrógeno (N) y fósforo (P). Este proceso puede provocar consecuencias ecológicas importantes, tales como hipoxia, alteraciones en las redes tróficas, pérdida de biodiversidad y proliferaciones masivas de algas nocivas (Nixon, 1995; Glibert *et al.*, 2010; Lemley y Adams, 2018).

Actualmente, se reconoce la eutrofización como un fenómeno multifactorial donde la sobrecarga de nutrientes, por descargas de aguas residuales municipales, agrícolas o industriales, tratadas o no, estimula la actividad fotosintética, provocando un desequilibrio en el ecosistema acuático. Incluso las aguas residuales con tratamiento secundario pueden contener cargas relevantes de N y P y continúan siendo causantes de sobre-fertilización de cuerpos receptores (FAO, 2013; GEOHAB, 2006).

En la Bahía de Todos Santos, esta problemática ha sido documentada desde hace décadas. En zonas como el Arroyo El Gallo, se han registrado concentraciones elevadas de

nutrientes (amonio, nitrato, nitrito y silicato) y bacterias coliformes, coincidiendo con fallas operativas recurrentes en plantas como la PTAR “El Gallo” (Orozco-Borbón y Gutiérrez-Galindo, 1982; Sañudo *et al.* 1984; Donath y Loya, 1989; Tanahara, *et al.* 2021). La relación entre calidad de agua y respuesta fitoplanctónica justifica el análisis integrado de indicadores fisicoquímicos, microbiológicos y biológicos como el que se plantea en este estudio.

En síntesis, la calidad del agua costera en la BTS no puede entenderse únicamente a partir de parámetros fisicoquímicos aislados, sino como el resultado de la interacción entre aportes antropogénicos asociados a fallas recurrentes en el manejo de aguas residuales, procesos oceanográficos locales y escurrimientos continentales naturales. La evidencia muestra que la persistencia de nutrientes y contaminantes en zonas retentivas, aunada a la estratificación estacional de la columna de agua, crea un escenario propicio para la eutrofización y la ocurrencia de florecimientos algales nocivos (Ruiz-de la Torre, 2013). Este contexto confirma la necesidad de integrar indicadores ambientales y microbiológicos con la dinámica fitoplanctónica, con el fin de comprender de manera más completa los riesgos que enfrenta la bahía y su relevancia para la salud pública y las actividades productivas de la región.

3.5 Circulación oceánica y características hidrográficas de la Bahía Todos Santos.

Las características hidrográficas de la Bahía de Todos Santos (BTS) están fuertemente influenciadas por las condiciones del océano adyacente, cuya circulación está dominada por

el Sistema de la Corriente de California (SCC), integrado por la Corriente de California (CC) y la Contracorriente Costera Superficial (CCS) (Durazo, 2015; Durazo *et al.*, 2024). La Corriente de California es de origen subártico y se caracteriza por transportar aguas relativamente frías (10–20 °C), bien oxigenadas y de salinidad reducida, mientras que la CCS se asocia con masas de agua de mayor salinidad y menor contenido de oxígeno (Durazo *et al.*, 2015).

La batimetría de la Bahía de Todos Santos se delimita por dos bocas: la región noroeste (San Miguel), caracterizada por la presencia de bajos y profundidades menores a 50 m, con una anchura aproximada de 15 km, y la sección suroeste (Punta Banda), delimitada por el cañón de Todos Santos, con profundidades cercanas a 400 m (ver Fig. 1) (Durazo *et al.*, 2024). Estos rasgos se combinan con la influencia de vientos locales predominantemente del noroeste y oeste-noroeste, los cuales favorecen la ocurrencia de procesos de surgencia costera tanto en verano como en invierno (Cervantes, 2013). La circulación superficial de la BTS influye en la calidad del agua y en la presencia de Florecimientos Algales Nocivos (FAN). Estudios previos muestran que la circulación ciclónica impulsada por el flujo de entrada de agua de la CC provoca un efecto de retención de agua y nutrientes dentro de la bahía (Argote-Espinoza *et al.* 1991).

Estudios realizados en sistemas costeros semi-cerrados, como Monterey Bay, California, han demostrado que la configuración batimétrica y la acción del viento juegan un papel clave en la generación de la circulación superficial y en los patrones de transporte de material (Woodson, 2013). En este sistema se ha descrito el fenómeno conocido como

“sombra de surgencia”, caracterizado por una estructura de la columna de agua en dos capas, donde una masa de agua subsuperficial más cálida y menos densa queda confinada bajo una capa superficial más fría y densa, dando lugar a una estratificación marcada que modula la mezcla vertical y el transporte de nutrientes y organismos (Woodson *et al.*, 2009; Woodson, 2013).

La Bahía de Todos Santos (BTS) presenta características geomorfológicas que favorecen una dinámica similar. Su batimetría se define por una boca noroeste somera y una sección suroeste más profunda, lo que genera una circulación espacialmente heterogénea que regula el intercambio de agua con el océano adyacente (Durazo *et al.*, 2024). Esta configuración, en combinación con la exposición a vientos dominantes y al oleaje, da lugar a una hidrodinámica compleja comparable a la observada en Monterey Bay, donde la estructura geomorfológica controla los patrones de circulación y transporte entre diferentes sectores de la bahía (Woodson, 2013).

Adicionalmente, la interacción entre la circulación costera asociada a la Corriente de California y procesos locales, como la vorticidad y la forzante del viento, modula la circulación interna de este tipo de bahías. Estos procesos determinan la intensidad de la mezcla vertical y horizontal de la columna de agua, influyendo directamente en la disponibilidad de nutrientes y en la productividad primaria (Suanda *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2011). En este contexto, la combinación de factores físicos presentes en la BTS puede favorecer condiciones de retención de nutrientes y contaminantes, similares a las documentadas en Monterey Bay, donde la circulación confinada y los frentes de surgencia

contribuyen a la acumulación de material biológico y químico dentro del sistema (Woodson *et al.*, 2009).

Desde una perspectiva regional, estudios comparativos en bahías del Pacífico central mexicano han señalado que las diferencias en los niveles de contaminación responden principalmente a la intensidad y tipo de actividades antropogénicas desarrolladas en cada sistema, aun bajo condiciones oceanográficas similares (Carranza, 2022). En particular, la Bahía de Manzanillo se caracteriza por una circulación restringida que favorece la acumulación de contaminantes y sedimentos asociados a actividades urbanas y portuarias, superando en algunos casos la capacidad natural de autodepuración del sistema (Carranza, 2022). Aunque las bahías pueden experimentar procesos físicos, químicos y biológicos como dilución, evaporación, sedimentación y mezcla, la descarga de contaminantes derivados de un saneamiento insuficiente continúa siendo un factor determinante en la degradación de la calidad ambiental, por lo que el tratamiento adecuado de las aguas residuales constituye una acción clave para la conservación de los ecosistemas costeros (Carranza, 2022).

Bajo este conjunto de condiciones físicas y antropogénicas, se generan ambientes favorables para una alta productividad biológica, particularmente del fitoplancton. No obstante, estos mismos escenarios incrementan el riesgo de desarrollo de florecimientos algales nocivos en zonas con influencia de contaminación antropogénica, como ha sido documentado previamente para la región (Orozco-Borbón y Delgadillo-Hinojosa, 1989; Ruiz de la Torre *et al.*, 2013; Zumaya-Basurto *et al.*, 2025).

3.6 Aplicaciones de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) en el monitoreo ambiental y de FAN.

Los sistemas de información geográfica (SIG) tienen un papel importante en el análisis ambiental al utilizar tecnologías integradoras, que permiten recibir, gestionar y analizar datos tanto del entorno natural como de las dinámicas sociales. Según Rhid (1992), los SIG integran datos de diferentes campos y permiten analizar patrones espaciales y temporales, lo cual facilita una comprensión más rigurosa de los fenómenos ambientales.

Estas herramientas han sido parte fundamental en la vigilancia y la predicción ambiental a nivel local y mundial, proporcionando métodos accesibles para el público general y herramientas analíticas avanzadas para la comunidad científica (Evans, *et al.* 2025). Su uso se ha implementado en las ciencias sociales y este enfoque interdisciplinario facilita la evaluación de los efectos socioeconómicos derivados de los cambios ambientales y su impacto socioeconómico. En este sentido, la versatilidad de un SIG, en cuanto a integrar datos espaciales con información social y ecológica resulta de utilidad para comprender mejor las interacciones complejas entre las actividades humanas y el entorno natural (Beaulne y Fotopoulos, 2024)

Actualmente los SIG se han potenciado con algoritmos de aprendizaje automático (Joshi, *et al.* 2024), los cuales permiten identificar patrones a partir de datos. Aunque aún existen algunos desafíos para la correcta interpretación de los modelos predictivos, se han logrado avances importantes. Por ejemplo, se desarrolló un sistema de alerta temprana en la

costa suroeste de Florida mediante un SIG (por medio de teledetecciones), y este logró identificar hasta el 72% de los eventos de FAN de un dinoflagelado llamado *Karenia brevis* durante el periodo (2010-2017), alcanzando una capacidad predictiva de 3 días (Karki, *et al.*, 2018). Este sistema de monitoreo incluyó el monitoreo indirecto de la calidad del agua mediante variables remotas como la proximidad a fuentes de nutrientes (desembocadura de ríos), las cuales son factores importantes en la aparición de los FAN.

Asimismo, en el estado de California, Estados Unidos, el programa California Harmful Algal Bloom Monitoring and Alert Program (Cal-HABMAP) emplea los SIG para monitorear la calidad del agua y la concurrencia de los FAN a lo largo de su costa (SCOOS & CENCOOS, Harmful Algal Bloom Monitoring Alert Program, 2025). Sin embargo, existen ciertas limitaciones con este tipo de monitoreo de FAN ya que, para un monitoreo exacto y cuantitativo, se requiere un análisis de mediciones *in situ* (NASA, 2017), y el muestreo constituye un componente indispensable para una efectiva detección y predicción de los florecimientos algales nocivos (Karki, *et al.*, 2018).

En concordancia a estos retos, algunas regiones han desarrollado Sistemas de Alerta temprana de proliferación de microalgas nocivas. Un Sistema de Alerta Temprana (SiAT) es un conjunto de elementos relacionados entre sí que proveen información de alerta oportuna para las personas, comunidades y organizaciones en alguna situación de riesgo, permitiendo prepararse y actuar adecuadamente con el objetivo de reducir daños a sus

propiedades y al medio ambiente (Coordinación Nacional de Protección Civil – CENAPRED, S/F).

En Baja California existe el sistema de alerta temprana de FAN (SiAT-FAN). Un SiAT de FAN se sustenta en monitoreos representativos y efectivos para reconocer agentes causales antes de que se detecte un problema relacionado con su desarrollo. Es fundamental identificar de manera temprana los indicios de un posible evento de FAN para poder desarrollar índices de riesgo que faciliten la toma de decisiones oportunas y, de este modo, mitigar el impacto socioeconómico que estos eventos generan en las zonas costeras. Bajo este contexto, el SiAT-FAN en Baja California constituye un antecedente relevante para la elaboración de un Plan Nacional de Atención que aborde esta problemática. Esto es relevante debido a que se han documentado afectaciones productivas como la pesca, el turismo, la maricultura y la extracción artesanal, las cuales están estrechamente asociadas con la ocurrencia de los FAN (<https://siat-cicese.mx/>).

Aunque el presente estudio no desarrolla un sistema de alerta temprana, el uso de SIG como herramienta importante para representar espacio-temporalmente datos sobre calidad de agua y de abundancia de especies fitoplanctónicas de la Bahía de Todos Santos, establece un precedente importante. La integración de datos obtenidos en campo, y su representación en mapas, podría, en un futuro, aportar a plataformas de monitoreo más robustas que faciliten el desarrollo de estrategias de gestión ambiental y prevención de eventos FAN en esta región.

4 JUSTIFICACIÓN

En las últimas décadas, se ha documentado un aumento en la frecuencia e intensidad de los Florecimientos Algales Nocivos (FAN) a escala global, atribuido al enriquecimiento costero por nutrientes de origen antrópico, así como a procesos de cambio climático y urbanización acelerada (Trainer *et al.*, 2020; Wells *et al.*, 2020; Dai *et al.*, 2023). Estos fenómenos afectan directamente la salud pública, los recursos pesqueros y las economías locales. A nivel internacional, diversos estudios han correlacionado la descarga de nutrientes y contaminantes orgánicos con la proliferación de especies fitoplanctónicas nocivas, particularmente en zonas semi-cerradas o sujetas a retención de agua (Glibert *et al.*, 2010; Cloern *et al.*, 2014).

En la BTS, se ha documentado la presencia recurrente de FAN formados por especies como *Lingulaulax polyedra*, *Pseudo-nitzschia* sp. y *Chaetoceros* sp. (Peña-Manjarrez, 2008; Ruiz-de la Torre *et al.*, 2013), así como eventos de deterioro en la calidad del agua asociados a descargas de aguas residuales tratadas y no tratadas (Tanahara *et al.*, 2021; Basabe, 2022). Sin embargo, aún no se ha establecido con claridad una relación espaciotemporal entre indicadores de calidad del agua —como la DBO₅ y las bacterias coliformes— y la dinámica del fitoplancton potencialmente nocivo.

Aunque los indicadores de calidad de agua como los coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF) y la demanda bioquímica de oxígeno a cinco días (DBO₅) no se consideran específicamente para evaluar la calidad de aguas marinas (Jiang, 2001) particularmente, su uso sigue siendo relevante para contextos asociados. Su aplicación

permite realizar una evaluación preliminar de la calidad del agua que eventualmente desemboca en el mar por medio de las descargas de aguas residuales. Por ejemplo, la detección de coliformes fecales puede indicar la presencia de contaminación fecal, lo que representa un riesgo para aquellas zonas costeras utilizadas para fines recreativos. Asimismo, cuando se obtienen valores elevados de DBO_5 , son indicativos de alta carga orgánica en el agua que puede favorecer a los procesos de eutrofización y afectar negativamente los ecosistemas costeros (Orozco-Borbón *et al.* 2006). El empleo de estos parámetros en el presente trabajo permite determinar el grado de contaminación en la BTS y ofrece una base sólida para orientar a los tomadores de decisiones frente a esta problemática socioambiental.

Por tanto, el presente trabajo busca cubrir ese vacío mediante la integración de indicadores microbiológicos e índices ecológicos, apoyados en herramientas estadísticas y en un SIG, lo que representa una aproximación novedosa en el contexto local. Esta combinación no solo facilita la detección de patrones de contaminación, sino que también permite visualizar su relación con la distribución y persistencia de especies FAN en distintos puntos de la bahía y a lo largo del tiempo. En consecuencia, este enfoque puede contribuir al fortalecimiento de los programas de monitoreo y a la futura implementación de sistemas de alerta temprana.

5 HIPÓTESIS

Existe una relación espaciotemporal positiva entre la presencia de especies de fitoplancton formadoras de florecimientos algales nocivos (FAN) y los indicadores de calidad del agua (DBO_5 , coliformes) en la Bahía de Todos Santos particularmente en zonas cercanas a descargas residuales durante los periodos 2020–2021 y 2023–2024.

6 OBJETIVO GENERAL

Determinar relaciones entre indicadores de calidad del agua (DBO_5 y coliformes totales y fecales) y la presencia de especies fitoplanctónicas con potencial nocivo en la Bahía Todos Santos en el periodo 2020-2021 y 2023 para a través de un Sistema de Información Geográfica.

6.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Determinar la densidad de bacterias coliformes (totales y fecales), la DBO_5 y las abundancias de las especies fitoplanctónicas dentro del periodo 2020-2021 y 2023 en la Bahía Todos Santos.
2. Identificar especies fitoplanctónicas dominantes nocivas en la columna de agua y su relación con indicadores de la calidad del agua en la Bahía Todos Santos.
3. Relacionar las variables de calidad de agua y la estructura de la comunidad fitoplanctónica presente en el periodo 2020-2021 y 2023-2024.

4. Integrar la información de calidad de agua y comunidad fitoplanctónica en un Sistema de Información Geográfica (SIG) para la visualización y el análisis de cambios espaciotemporales asociados con la presencia de FAN en la BTS.

7 METODOLOGÍA

7.1 ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se localiza en la Bahía de Todos Santos (BTS), la cual se ubica en la región noroccidental de la península de Baja California entre las latitudes 31° 41' N° y 31° 56' N, y las longitudes 116° 34'° y 116° 51' W. Se conecta con el Océano Pacífico a través de dos bocas, ubicadas en Punta San Miguel (zona norte, con ~12 km de longitud), y en Punta Banda (suroeste de la región, ~5 km de longitud) con profundidades de 40 km y <300 km. respectivamente (Cervantes, 2013; Durazo, 2017; Durazo, *et al.* 2024). La profundidad dentro de la bahía varía entre 30 y 40 m y tiene una superficie de ~240 km². La bahía se encuentra a ~100 km de la frontera México-Estados Unidos de América, en el límite sur del Sistema de la Corriente de California (CC) (Tanahara, *et al.* 2021) (Fig. 2)

7.2 TRABAJO DE CAMPO

7.2.1 Toma de muestras de calidad del agua y fitoplancton

Se realizaron campañas de muestreo mensuales y bimensuales entre febrero de 2020 y noviembre de 2021, posteriormente en abril, mayo, julio y octubre de 2023. En total se muestrearon 13 estaciones, de las cuales 8 corresponden al monitoreo de fitoplancton mediante muestreo marino de agua superficial a bordo de una embarcación menor, y 5 estaciones fueron muestreadas desde tierra para la evaluación de la calidad del agua (Tabla I y II). La distribución de estaciones contempladas para el muestreo de FAN durante el periodo 2023–2024 forma parte del monitoreo bimestral que se realiza en colaboración con la SEMAR (Figura 2a). Por su parte, las estaciones destinadas al análisis de calidad de agua son consistentes en todos los periodos analizados en este proyecto (Figura 2b).

Tabla I. Ubicación de las estaciones de monitoreo en mar para detectar posibles florecimientos algales y su posición geográfica.

Fecha	Ubicación	Estación	Latitud N	Longitud W
2020-2021 y 2023-2024	Mar	1. San Miguel*	31.8977	-116.737
		2. El Sauzal	31.8888	-116.7043
		3. El Papagayo	31.8612	-116.6598
		4. Rada Portuaria	31.8525	-116.628
		5. Centro Bahía	31.8167	-116.75
		6. Maricultivos*	31.7527	-116.6683
		7. El Naranjo*	31.8078	-116.616
		8. Playa Municipal	31.8397	-116.6158

**Estaciones coincidentes con el muestreo del periodo 2020-20221 para el análisis de comunidad fitoplanctónica*

Tabla II. Ubicación de las estaciones de monitoreo en la zona costera para evaluar la calidad del agua y su posición geográfica.

Fecha	Ubicación	Estación	Latitud N	Longitud W
2020-2021 y 2023-2024	Costa	1. Arroyo El Gallo	31.8437	-116.6139
		2. Playa Hermosa	31.8416	-116.6138
		3. CONALEP	31.8278	-116.61
		4. Pacífica	31.8142	-116.6104

***La estación 5 es la estación de mar en donde se evaluaron los parámetros de calidad de agua: CF, CT, DBO₅.*

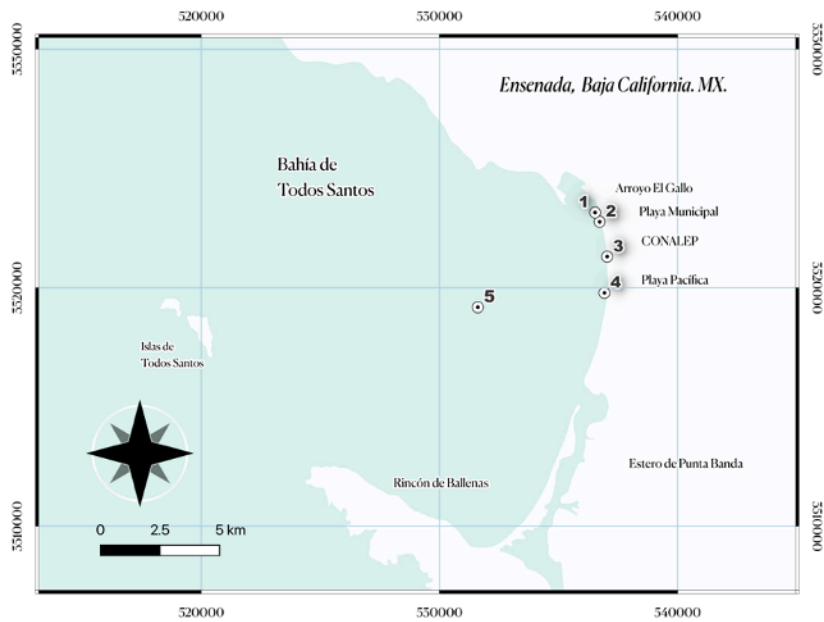
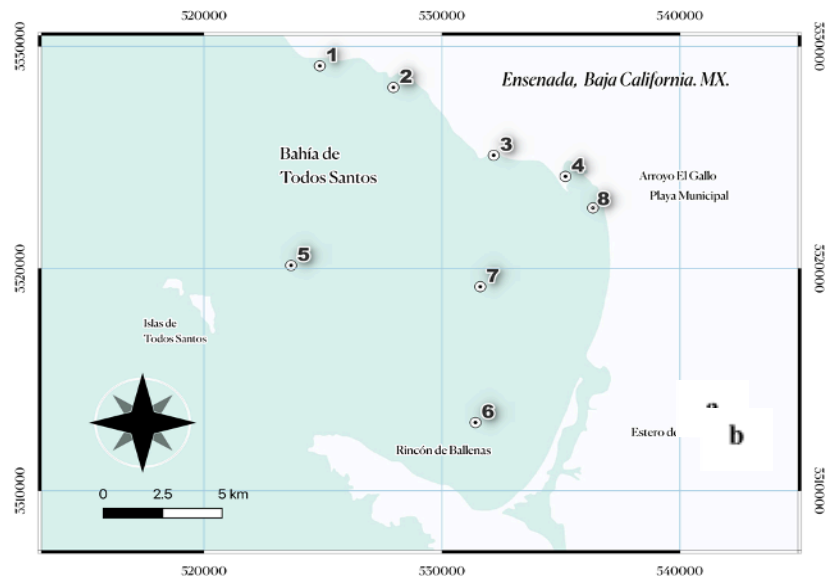


Figura 2. a) Localización de las estaciones de muestreo de fitoplancton distribuidas en la Bahía de Todos Santos, Ensenada, Baja California; b) Estaciones de muestreo para el análisis de calidad del agua en la misma bahía utilizadas para evaluar parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos.

Las muestras de fitoplancton en las estaciones de mar se recolectaron de forma superficial mediante cubeta oceanográfica y botellas Niskin. Las muestras se preservaron en botellas de plástico de 250 ml, fijadas con lugol ácido al 2%. Para el análisis bacteriológico de coliformes totales (CT) y fecales (CF), se recolectaron muestras en frascos estériles NALGENE® de 250 ml en 5 estaciones terrestres y 1 marina. Las muestras fueron procesadas siguiendo lo establecido por la NMX-AA-042-SCFI-2015.

7.3 TRABAJO EN LABORATORIO

7.3.1 Análisis de coliformes totales y fecales.

Se utilizaron caldos Lactosa, Bilis verde brillante y *E. coli* siguiendo la metodología NMX-AA-042-SCFI-2015. Se realizaron pruebas presuntivas y confirmativas y se estimó el Número Más Probable (NMP) de bacterias.

Previo al análisis de muestras de calidad de agua se llevó a cabo la preparación de contenedores y material para medios de cultivo, botellas de plástico y tubos de ensayo lo que incluyó limpieza y esterilización durante 15 minutos a una temperatura de 121°C.

- a. Se utilizaron dos *pruebas presuntivas* en las cuales se confirma que hay una comunidad microbiana, pero que es desconocida. Caldo Lactosa marca MCD-LAB para aquellos organismos aerobios o anaerobios capaces de crecer a 35°C en un medio líquido de lactosa con producción de ácido y gas durante 2 días (coliformes totales); y Caldo Bilis verde brillante para aquellos organismos como los descritos anteriormente, pero que además tienen propiedades fermentativas en un periodo de 24 horas (coliformes fecales termotolerantes).
- b. En la fase final de la determinación de bacterias coliformes se utilizó una *prueba confirmativa* para los organismos coliformes fecales termotolerantes descritos en el párrafo anterior, pero que, además, producen indol a partir de triptófano. Para esta prueba se preparó Medio EC (*E. Coli*), de acuerdo con la metodología descrita por el fabricante marca Condalab.

Se vertieron 10 ml de medio de cultivo en cada tubo de ensayo de 18 y 20 mm de diámetro y se colocaron en la autoclave 15 minutos a una temperatura de 121°C. Para identificar coliformes totales se llevaron a cabo las diluciones de las muestras, posteriormente, la inoculación de alícuotas se llevó a cabo en caldo lactosado, concentrado y no concentrado (empleando el diluyente) en el primer medio de cultivo, y al finalizar fueron colocadas en una incubadora marca FISHER-SCIENTIFIC WB02421048 a 34°C, y se monitoreó hasta las 72 horas realizando una resiembra de cada uno de los tubos con reacción positiva (formación de gas y/o turbidez), y se revisó hasta las 120 horas posteriores a la incubación. Al final de estas pruebas se estimó si las pruebas para cada estación eran positivas o negativas. En las primeras 48 horas se confirmaron los tubos con pruebas confirmativas (positivos o negativos), a partir de ello, se preparó medio de cultivo verde bilis brillante para la prueba de coliformes fecales y caldo *E. Coli.* para coliformes fecales termotolerantes. La estimación de densidad de bacterias se llevó a cabo mediante el índice NMP (Número Más Probable) descrito por Rice, Baird, y Eaton, (2017). Multiple-tube Fermentation Technique (9221)/Estimation of Bacterial Density, y la NMX-AA-042-SCFI-2015.

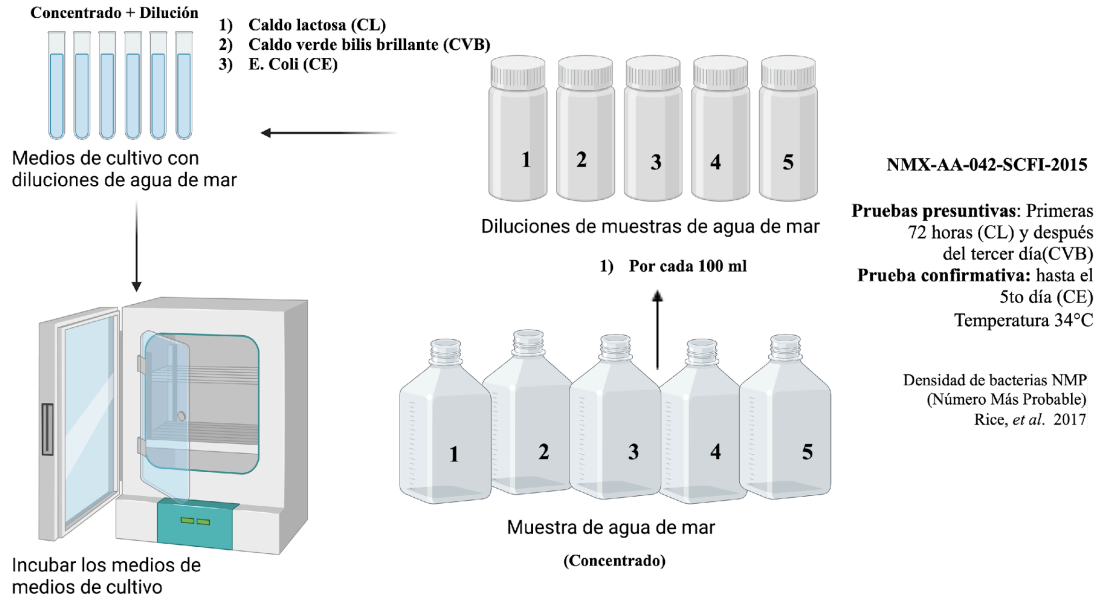


Figura 3. Esquema para la determinación de bacterias coliformes en agua, descrita por la NMX-AA-042-SCFI-2015, se establecen pruebas presuntivas durante las primeras 72 horas con caldo lactosado (CL), después del tercer día, se utiliza caldo verde bilis brillante (CVB), y por último se utiliza una prueba confirmativa de medio de cultivo Caldo *E. Coli* (CE) en una temperatura de 34°C.

7.3.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)

De acuerdo con la técnica descrita en la NMX-AA-028-SCFI-2001, se preparó el agua de dilución y se añadió 1 ml de cada una de las siguientes disoluciones de sulfato de magnesio, disolución de cloruro de calcio, disolución de cloruro férrico y disolución amortiguadora de fosfatos por cada litro de agua. El agua se mantuvo en aireación durante un mínimo de 2 h con aire filtrado para saturar con oxígeno; posteriormente, se prepararon las botellas de DBO₅ (botellas Wrinkler) de 300 ml, con una alícuota adecuada, dependiendo del consumo de oxígeno esperado de acuerdo con la naturaleza de la muestra.

Se utilizó una disolución control y un blanco por lote de muestra (por duplicado). La disolución de glucosa-ácido glutámico fue utilizada como disolución control, y el agua de dilución como blanco. Al final de este proceso se registró el pH de cada una de las muestras con un medidor de pH modelo YK-21PH. Para estimar la DBO_5 se calculó el volumen requerido para cada muestra y se añadió el volumen de agua de dilución y de inóculo dentro de frascos Winkler (por triplicado). Se realizó la lectura de oxígeno por medio de un oxímetro Thermo Orion modelo 862^a y posteriormente se incubaron las botellas en una incubadora de baja temperatura modelo 146E S/N 104N0083 por un período de 5 días a una temperatura de 20°C. Transcurridos 5 días de incubación, se determinó el oxígeno disuelto en las diluciones de cada muestra, los controles y los blancos.

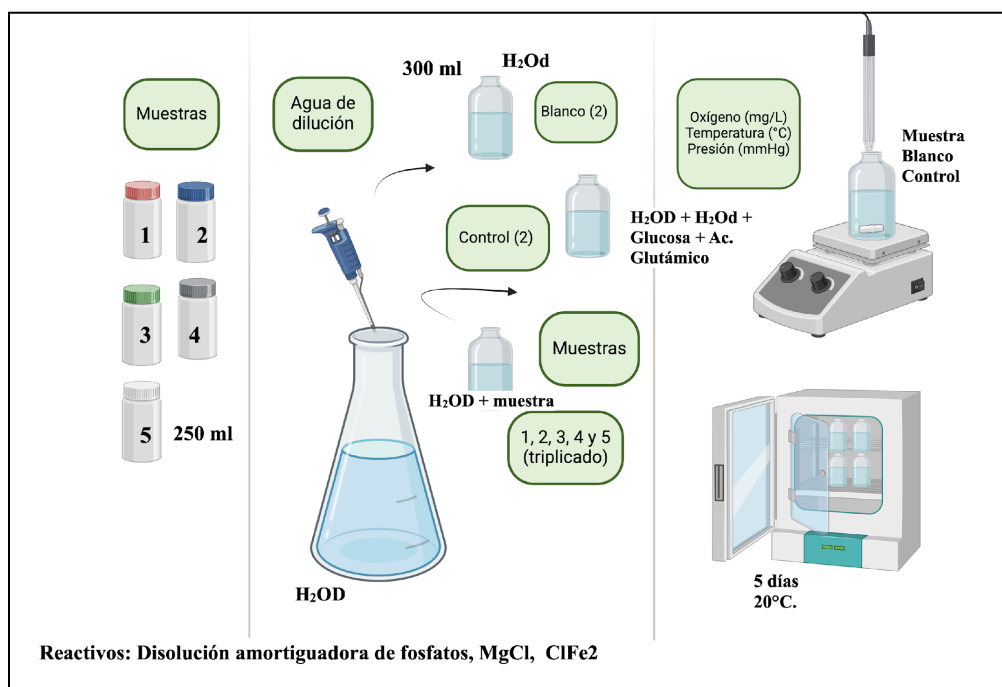


Figura 4. Esquema general de la metodología empleada para la determinación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) en una muestra de agua. El procedimiento incluye la obtención, preparación y acondicionamiento de la muestra, así como su incubación durante cinco días a temperatura controlada, seguido de la medición del oxígeno disuelto inicial y final para calcular el consumo de oxígeno por actividad biológica.

CÁLCULO DE DBO₅

Para calcular la demanda bioquímica de oxígeno (al utilizar un inóculo con dilución), se empleó la siguiente ecuación:

Donde:

$$DBO_5 \text{ (mg l}^{-1}\text{)} = \left(OD_i \text{ mg l}^{-1} - OD_5 \text{ mg l}^{-1} \right) - \frac{C_1(B_1 - B_2)(V_t)}{C_2(V_m)}$$

OD_i mg l⁻¹ es el oxígeno disuelto inicial

OD₅ mg l⁻¹ es el oxígeno disuelto al quinto día

B₁ es el OD del inóculo antes de la incubación, en mg/l

B₂ es el OD del inóculo después de la incubación, en mg/l

C₁ es el volumen del inóculo en la muestra

C₂ es el volumen de inóculo en el inóculo control

V_t es el volumen total del frasco Winkler

V_m es el volumen de muestra sembrada

7.3.3 Análisis de muestras de fitoplancton

Método cualitativo (Cámara Sedgwick-Rafter): Se utilizaron muestras obtenidas con una red 20 μm de luz de malla mediante arrastres de 10 minutos. Las células se contaron en una cámara de 1 ml. con microscopio compuesto Zeiss Primo Star (10 X).

El método Cámara Sedgwick-Rafter es utilizado para muestras ricas en fitoplancton (Ramírez, 1982), es una técnica para la cuantificación de organismos como fitoplancton y zooplancton mediante una cámara de conteo, que consiste en una lámina de volumen de 1 que permite hacer el conteo y la estimación de la concentración del fitoplancton en muestras de agua superficial. El método fue desarrollado por William Thompson Sedgwick y por George W. Rafter, y la técnica apareció en el siglo XIX, es una técnica ampliamente utilizada debido a su precisión y facilidad de uso (Rodríguez-Gómez y Aké-Castillo, 2019).

Método cuantitativo (Cámara de sedimentación Utermöhl): Se utilizaron muestras de botella, posteriormente se usaron cámaras de sedimentación de 50-100 con adición de lugol, sedimentadas por 24 horas y analizadas con microscopio invertido Leica DM IL LED (10X).

El método de Utermöhl (Utermöhl, 1958) es ampliamente utilizado en el análisis cuantitativo y cualitativo del fitoplancton, ya que permite tanto la identificación taxonómica como la enumeración de las células. Este método se basa en la sedimentación gravitacional de una alícuota de muestra dentro de una cámara de sedimentación, una vez que las células han sedimentado, se realiza la observación e identificación mediante un microscopio invertido, lo que permite obtener recuentos precisos de abundancia. Para expresar los

resultados en células por litro, es necesario aplicar un factor de conversión que relacione el volumen sedimentado con el volumen total de muestra. Las cámaras de sedimentación utilizadas constan de dos partes: un cilindro superior de 50 ml y una base de vidrio delgado.

Cálculo de abundancias

Abundancia relativa (%) - Método cualitativo

$$Ab (\%) = \frac{1000(\text{número de organismos cuantificados en la cámara})}{\text{celdas leídas}} * \frac{100}{\text{total de organismos en la cámara}}$$

Ab (%) = Abundancia relativa entre las especies cuantificadas en la cámara

Método cuantitativo

La *Abundancia absoluta* (cel l^{-1}) de fitoplancton se expresa como el número de células en un volumen conocido de muestra, y se obtiene de acuerdo con la siguiente expresión:

$$\text{Campos} = \frac{(\text{campos del objetivo})(\text{total de células del organismo})}{\# \text{ campos leídos}}$$

De acuerdo con esa estimación de los campos, se lleva a cabo el cálculo de transformación para obtener células por litro ($\text{cel} \cdot \text{l}^{-1}$), mediante la siguiente fórmula:

$$Ab (\text{cel l}^{-1}) = \frac{(C)(1000\text{ml})}{v}$$

Ab = Abundancia

C = Campos

V = Volumen sedimentado

Se establecieron dos criterios para definir eventos de proliferación:

- Abundancia relativa >30% en muestras cualitativas (criterio de dominancia).
- Abundancia absoluta >5000 cel·l⁻¹ en muestras cuantitativas (criterio de FAN).

Umbrales para definir un FAN

La definición de un florecimiento algal nocivo (FAN) a partir de parámetros cuantitativos no puede basarse en un único valor universal, ya que la abundancia a partir de la cual se generan impactos varía ampliamente entre especies y regiones (Anderson *et al.*, 2012; Glibert *et al.*, 2010). En la literatura se reconocen distintos criterios: algunos programas utilizan concentraciones de clorofila-a (10–50 µg/l) como indicador de riesgo (FAO, 2013; WHO, 2003), mientras que otros se enfocan en abundancias celulares específicas para especies tóxicas o productoras de efectos nocivos. Por ejemplo, *Pseudo-nitzschia australis* se considera en florecimiento a partir de 30,000–50,000 cél·l⁻¹, con eventos tóxicos reportados entre cientos de miles y más de un millón de células por litro (Trainer *et al.*, 2012; García-Mendoza *et al.*, 2009). En contraste, *Lingulaulax polyedra* se asocia a proliferaciones visibles y efectos ecosistémicos sólo cuando alcanza densidades mucho mayores, que pueden superar los 20 millones cél·l⁻¹ (Domingues y Lima, 2023; Zheng *et al.* 2023). Por otro lado, especies como *Dinophysis* o *Pseudochattonella* pueden producir efectos nocivos incluso con abundancias relativamente bajas (del orden de pocos miles o incluso cientos de células por litro), debido a su alta toxicidad o capacidad de afectar directamente a peces y moluscos (Reguera *et al.*, 2014).

Bajo este contexto, no resulta adecuado utilizar un único umbral de abundancia absoluta para todos los taxones. En su lugar, se recomienda una aproximación dual que combine:

1. **Criterio de dominancia relativa** (>30% en muestras cualitativas), que permite identificar cambios en la estructura comunitaria cuando un taxón comienza a desplazar al resto y se convierte en dominante. Este enfoque es sensible a especies altamente tóxicas que pueden tener impactos aún con bajas abundancias absolutas (Reguera *et al.*, 2014).
2. **Criterio de abundancia absoluta** (>5000 cél·l⁻¹ en muestras cuantitativas), que establece un valor de referencia conservador para diferenciar fluctuaciones naturales del fitoplancton respecto a eventos con potencial de generar efectos adversos. Este umbral se ubica dentro de los rangos de alerta temprana utilizados en distintos programas de monitoreo (1 x 10³– 1 x 10⁴ cél·l⁻¹), permitiendo capturar tanto proliferaciones de baja abundancia, pero alto riesgo (e.g., *Dinophysis*) como acumulaciones iniciales de especies que pueden llegar a concentraciones masivas (*Lingulaulax*, *Prorocentrum*, *Chaetoceros*) (GEOHAB, 2006; Anderson *et al.*, 2012).

En conjunto, esta definición práctica y operativa de FAN que reconoce la heterogeneidad de los impactos según el género o especie involucrada permite dar seguimiento comparativo a los eventos en la región. Además, vincula los criterios locales con los intervalos reportados internacionalmente, asegurando de manera temprana riesgos sanitarios y consistencia para la evaluación ecológica (Glibert *et al.*, 2010; Trainer *et al.*, 2012), ver tabla Anexo 1.

7.3.4 Índices de diversidad y riqueza.

Los índices de diversidad y riqueza resultan herramientas fundamentales para analizar la estructura y dinámica de comunidades fitoplanctónicas formadoras de Florecimientos Algales Nocivos (FAN). El índice de Shannon Weaver (H') permite cuantificar la heterogeneidad de la comunidad, considerando tanto el número de especies presentes como su abundancia relativa (Manzanilla-Quijada, *et al.* 2020). Durante eventos de FAN, este índice suele disminuir, reflejando la dominancia de una o pocas especies nocivas que desplazan a la diversidad natural de la comunidad. Por otro lado, el índice de diversidad de Simpson (D') es sensible a la abundancia relativa de las especies dominantes, cuantificando la probabilidad de que dos individuos tomados al azar pertenezcan a la misma especie (Manzanilla-Quijada, *et al.* 2020). Valores altos de este índice indican comunidades con elevada dominancia, característica común en florecimientos algales nocivos donde ciertas especies proliferan excesivamente. El índice de riqueza de Margalef (D') es una medida para evaluar la biodiversidad en comunidades fitoplanctónicas afectadas por FAN. Este índice considera tanto el número de especies presentes (S) como el número total de individuos (N) en la muestra, permitiendo determinar la riqueza relativa de la comunidad a partir de la distribución numérica de las especies (Manzanilla-Quijada, *et al.* 2020).

7.3.5 Datos de precipitación mensual.

Los datos de precipitación corresponden a los registros del Servicio Meteorológico Nacional (SMN, CONAGUA), obtenidos de la estación Emilio López Zamora, ubicada en Ensenada, Baja California (CONAGUA, 2024). La integración de datos pluviales,

indicadores microbiológicos y datos fitoplanctónicos se utilizó para comprender los posibles procesos que regulan la calidad del agua y la respuesta biológica en ecosistemas costeros, aun cuando no se establezcan relaciones directas entre dichas variables, el análisis entre estas permite explorar posibles relaciones indirectas y/o patrones espaciales y temporales sobre la calidad de agua y la concurrencia de los FAN en la BTS.

7.4 SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA

En el presente estudio el Sistema de Información Geográfica utilizado es el programa QGIS, que es de acceso libre y permite una representación visual a partir de un sistema de coordenadas definido. Esta herramienta es compatible con los sistemas operativos más utilizados (Windows, macOS y Linux), siendo una alternativa viable desde el 2009 en su primera versión y continuamente actualizada, lo cual permite a la comunidad e instituciones tener una alternativa accesible a otros SIG de paga (ArcMap o Mapinfo). La primera etapa de este proceso fue en elaborar la base de datos de 2 archivos que permite una representación visual de los datos de calidad de agua y Florecimientos Algales Nocivos (FAN). La base de datos en un archivo extensión CSV, el cual tiene columnas que describen las concentraciones por especie y los valores de las coordenadas de X y Y de cada estación. Estos valores se tomaron con el sistema de coordenadas geográficas con el Datum WGS 1984 (World Geodetic System) y las columnas son el atributo en común para establecer la posición de la estación donde se colecta la muestra desde el año 2020 al 2024. A partir de esta información, se representa dentro de un mapa de manera visual la ubicación del muestreo y su concentración por mes. Asimismo, se sobrepone con otras capas la

información base que delimita el centro de población de Ensenada y su cercanía con la costa, usando una escala de 1:120,000, para mostrar la Bahía Todos Santos, Baja California, lo anterior es recomendado por el manual de uso de ArcMap, 2025, de acuerdo con el uso que se le otorgue al programa.

7.5 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Los datos de fitoplancton se analizaron en RStudio (versión 12.1; R Core Team, 2024) mediante el cálculo de índices ecológicos de diversidad (Shannon-Wiener, Simpson y Pielou). La normalidad de los datos se evaluó con la prueba de Shapiro–Wilk, y la homocedasticidad mediante la prueba de Levene, para determinar la pertinencia de pruebas paramétricas o no paramétricas (Zar, 2010). Dado que las distribuciones no cumplieron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, se aplicó la prueba de Kruskal–Wallis para comparar las abundancias entre fechas y estaciones. En los casos en que se detectaron diferencias significativas ($p < 0.05$), se realizó una prueba *post hoc* de Dunn con corrección de Bonferroni.

Para visualizar los resultados se emplearon diagramas de caja (boxplots) en escala logarítmica, lo cual permite apreciar la dispersión de los datos, la mediana y la presencia de valores atípicos, complementando el análisis estadístico e ilustrando los patrones de variación en la distribución de las abundancias.

8 RESULTADOS

8.1 Calidad de agua en la Bahía Todos Santos 2020-2021 y 2023-2024.

8.1.1 Indicadores microbiológicos de calidad de agua: Coliformes totales y fecales.

Los coliformes totales (CT) y coliformes fecales (CF) en unidades de Número Más Probable (NMP/100 , ver anexos) muestra una tendencia de la contaminación fecal en la Bahía de Todos Santos (Figura 5) en diferentes estaciones de muestreo durante dos periodos de muestreo 2020-2021 y 2023-2024. En los gráficos se incluyó el límite permisible (línea roja) por la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Durante el periodo de muestreo 2020-2021, en el año 2020 (previo al cierre de la PTAR “El Gallo” en marzo de 2021 por reportadas reparaciones), los valores de CT tuvieron algunas variaciones con valores frecuentemente por encima de los límites permisibles. Sin embargo, al comparar los valores interanuales se observó que en 2021 los niveles de CT y CF disminuyeron. Para el estudio del periodo 2023-2024, los valores de coliformes para ambos grupos bacteriológicos se mantuvieron bajos, aunque se registró un valor atípico en los CT. La planta se volvió una fuente puntual de contaminación en el periodo 2020-2021, en el siguiente periodo 2022-2023, la descarga continua de agua residual al arroyo disminuyó, no necesariamente porque el agua fuera de calidad buena, sino que se dejó de descargar a través de ese punto específico o existió un efecto por las lluvias presentes en 2023-2024 como se discute posteriormente.

Variación temporal de coliformes totales y fecales por estación de muestreo en la Bahía de Todos Santos (2020–2024)

1. Arroyo El Gallo: Del 2020-2021 los promedios de CF y CT se mantuvieron altos acercándose al rango de 1×10^3 NMP/100 ml, y superando el límite permisible (1000/ NMP 100 ml). Durante el 2023-2024, se observa una disminución en la magnitud de los promedios, desde 1, 000 NMP/100 ml a 3, 000 NMP/100 ml , a pesar de esta mejora los promedios anuales de CT y CF superaron el límite máximo permisible.

2. Playa Hermosa: En 2020–2021 se observaron promedios muy elevados, similares a los descritos en la estación Arroyo El Gallo y superando el límite permisible; para 2023–2024, los promedios de CT y CF se encontraron por encima de los límites normativos.

3. Playa CONALEP: En 2020-2021 se registraron niveles de contaminación altos, con promedios de CT y CF que consistentemente excedieron los 1×10^3 NMP/100 ml en ambos años, y en 2023-2024 se muestra una disminución en los valores de los coliformes, lo que indica una mejora en la calidad del agua.

4. Pacífica: En 2020–2021 los promedios se mantuvieron altos (cercaos a 1×10^3 NMP/100 ml) superando los límites de la norma, en 2023–2024 se observa una mejora, se observan promedios que se acercan y se mantienen debajo del límite (1000 NMP/100 ml)

5. Mar: En 2020 los valores de coliformes estuvieron por encima de la norma, aunque se registró una disminución progresiva, en 2021. En 2023–2024 los valores se mantuvieron

bajos en contraste con el límite permisible lo que sugiere que la calidad del agua mostró una mejora.

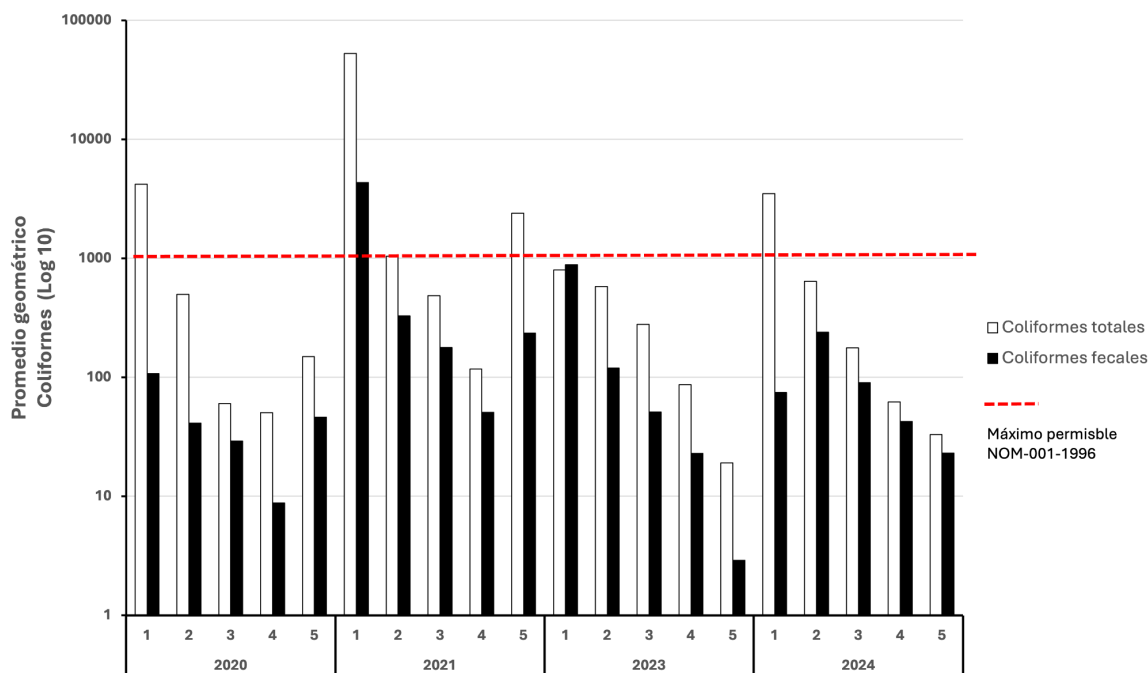


Figura 5. Serie de tiempo de coliformes totales (CT) y fecales (CF) en unidades NMP/100 ml como parámetro de eficiencia de las plantas de tratamiento y estaciones de muestreo de calidad de agua del periodo 2020-2024 que representa la operación de la PTAR “El Gallo” en Ensenada, Baja California. Eje horizontal, que representa el periodo de estudio (2020, 2021, 2023 y 2024) y estaciones de muestreo 1: El Gallo, 2: Playa hermosa, 3: CONALEP, 4: PACIFICA, 5: MAR, las barras color negro representan a las bacterias coliformes fecales (CF) y las barras color blanco representan los coliformes totales (CT) muestran el comportamiento de coliformes totales y coliformes fecales respectivamente, mientras que la línea roja punteada representa el límite permisible (NOM-001-SEMARNAT-1996).

8.1.2 Distribución de coliformes fecales y coliformes totales por estación y periodo de estudio (escala log₁₀) en la Bahía de Todos Santos 2020-2021 y 2023-2024.

En el periodo de 2020-2021 los valores más altos de coliformes fecales por cada 100 ml se presentaron en las estaciones 1, 2 y 3 con la mayor dispersión de datos en las estaciones 1 y 3 (Figura 5 y 6). El periodo 2020-2021 mostró mayor densidad de coliformes fecales (Log₁₀) en las estaciones 1 y 5 que en el periodo 2023-2024. Sin embargo, el periodo 2023-2024 mostró mayores valores en las estaciones 1 y 2. Se observaron puntos atípicos en las estaciones 3 y 4, lo que puede indicar mediciones inusuales en dichas estaciones. La distribución espacial de las variables de calidad de agua se puede observar en el Anexo I, en donde se muestra cómo se distribuyen los indicadores durante los dos periodos.

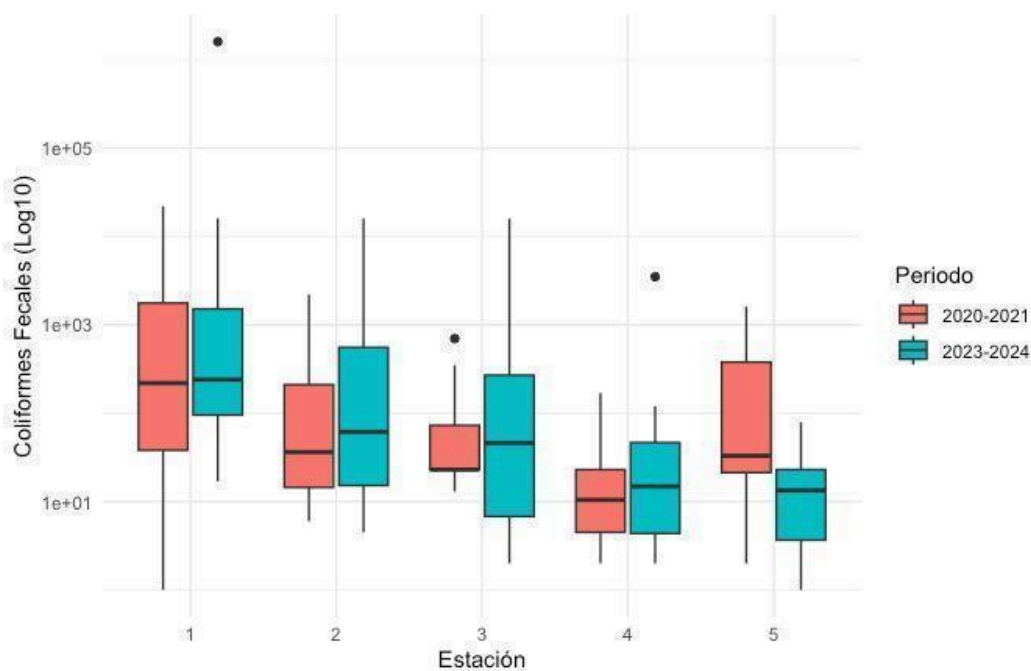


Figura 6. Boxplots que muestran la distribución de la densidad de bacterias coliformes fecales (Escala Log₁₀) en diferentes estaciones de muestreo y periodos de estudio en la Bahía de Todos Santos. El eje X representa las estaciones muestreadas, permitiendo comparar espacialmente la variabilidad bacteriana entre sitios de muestreo y periodos.

8.1.3 Demanda bioquímica de oxígeno de 5 días (DBO₅)

El análisis de la variabilidad de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) (Fig. 7), por estación y considerando los periodos de estudio 2020-2021 y 2023-2024 muestra diferencias importantes entre estaciones. Durante el periodo 2020-2021, previo al cierre de la PTAR “El Gallo”, los valores de DBO₅ fluctuaron desde la categoría “Aceptable” en las estaciones de Playa Hermosa, CONALEP, Pacífica y Mar, manteniéndose en este estado durante todos los meses del monitoreo. En contraste, la estación de “Arroyo El Gallo” mostró un deterioro en la calidad del agua mostrando niveles de “Fuertemente contaminada” los valores más altos se encontraron en los meses de julio a noviembre del 2020 (verano, otoño e invierno) y marzo del 2021, de acuerdo con los criterios de calidad de agua de CONAGUA (2020). Por otra parte, en el periodo 2023-2024 se observó una tendencia de mejora en la calidad de agua, siendo esta de “Calidad Aceptable” en la mayoría de las estaciones de monitoreo (Playa Hermosa, CONALEP, Pacífica y Mar). La reducción de los niveles de DBO₅ tras el cierre de la planta y los esfuerzos por su mantenimiento y rehabilitación puede indicar una disminución de la carga orgánica vertida al sistema costero (Fig. 8). Durante el cierre temporal de la PTAR El Gallo, el efluente generado no fue desviado a la PTAR El Naranja ni enviado a Maneadero, sino que continuó descargándose sin tratamiento directamente en el Arroyo El Gallo, lo que explica que esta estación mantuviera valores localmente elevados de DBO₅. En contraste, las estaciones costeras adyacentes (Playa Hermosa, CONALEP, Pacífica y Mar) mostraron una mejora general en la calidad del agua, lo que sugiere que la reducción del aporte directo de carga orgánica hacia la bahía, asociada al cierre parcial y a los esfuerzos de rehabilitación de la

planta, tuvo un efecto positivo a escala del sistema, aunque persistieron impactos localizados en el punto de descarga continental.

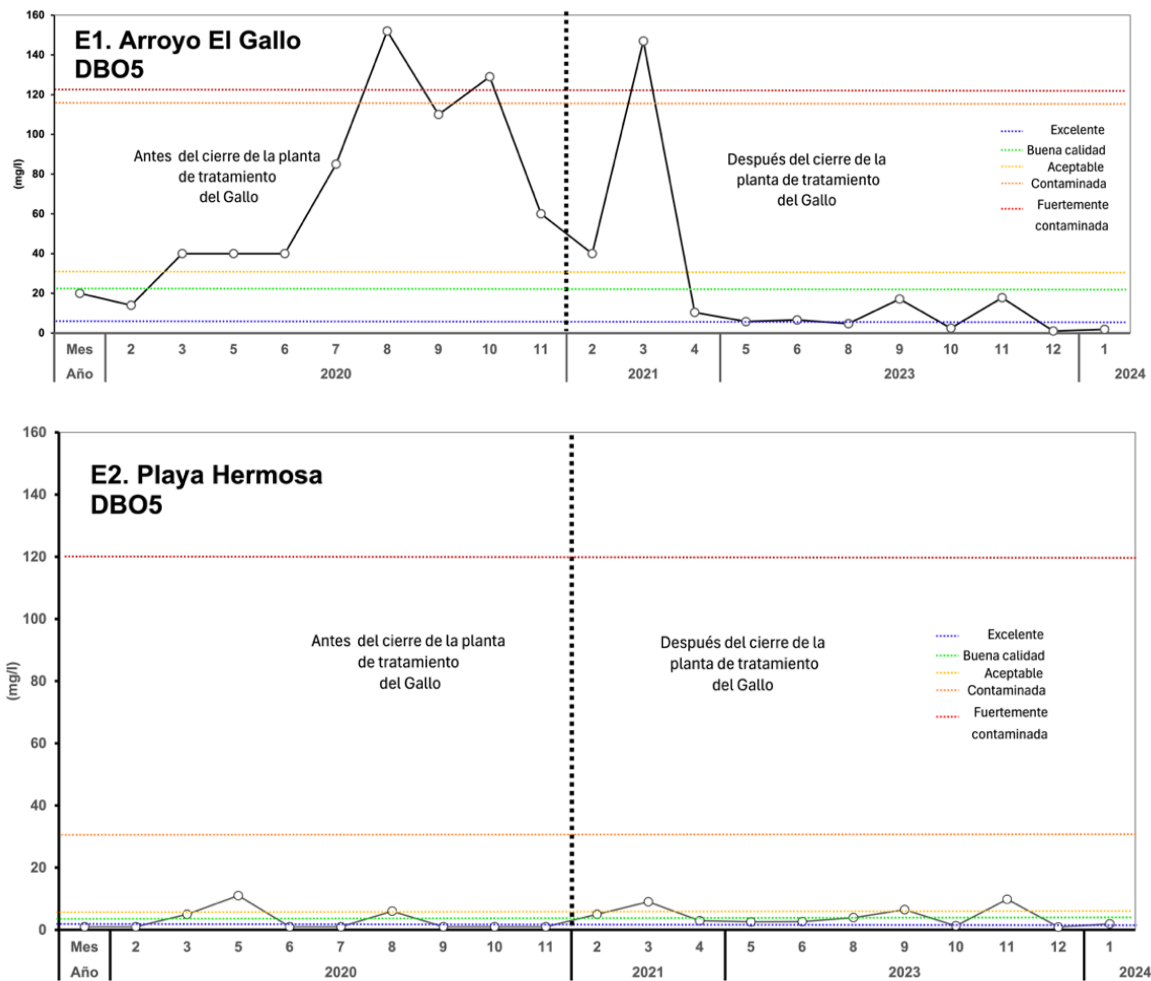


Figura 7. Serie de tiempo de Demanda Bioquímica de Oxígeno de 5 días (DBO₅) en las estaciones Arroyo El Gallo y Playa Hermosa durante el periodo 2020-2024. Las líneas de color muestran la referencia de clasificación de calidad del agua según la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2020)

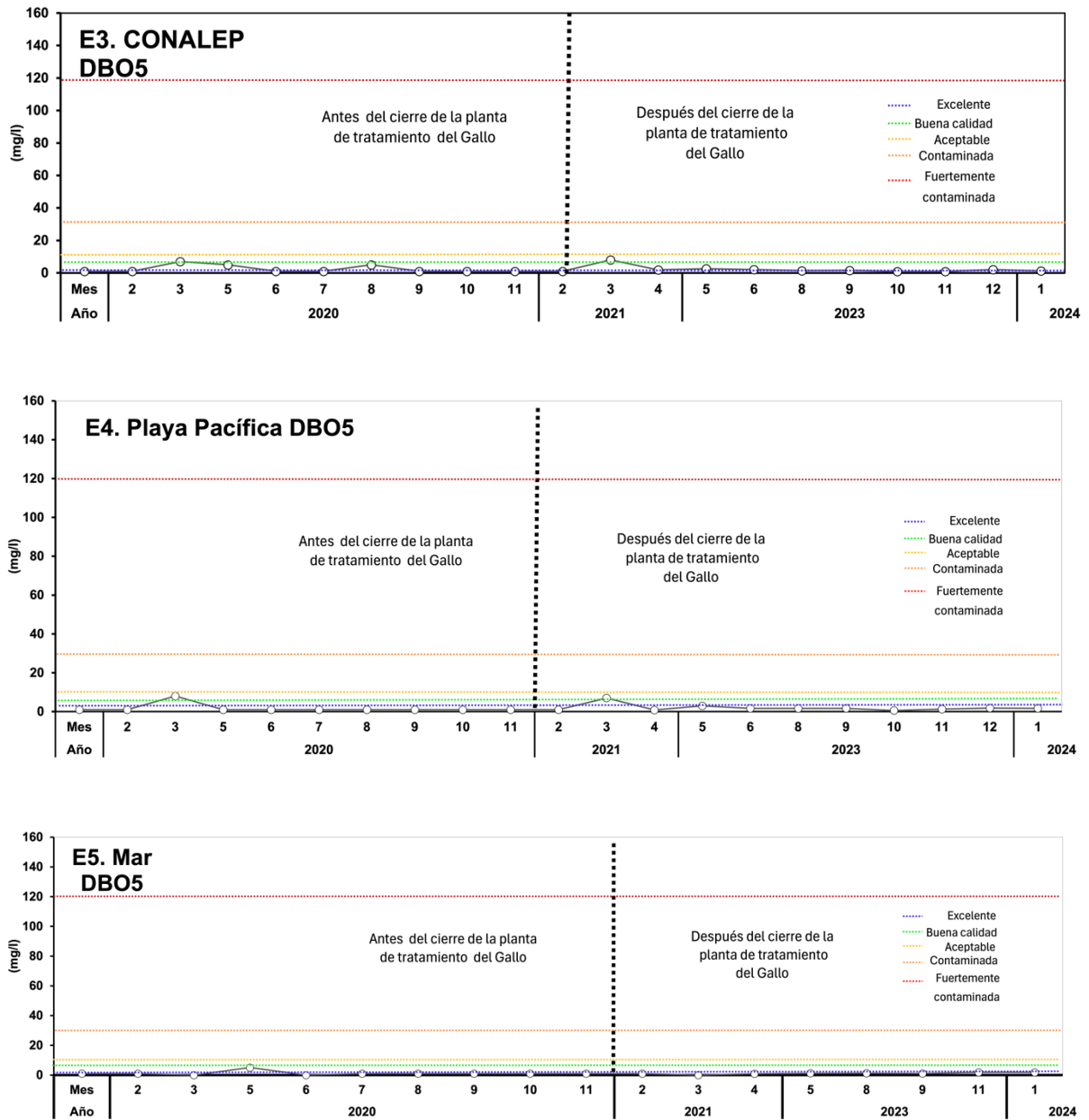


Figura 8. Serie de tiempo de Demanda Bioquímica de Oxígeno de 5 días (DBO_5) del 2020-2024 en las estaciones CONALEP, Playa Pacífica y Mar. Las líneas de color muestran la referencia de clasificación de calidad del agua según la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2020)

8.1.4 Comparación de DBO₅ entre periodos.

En el periodo 2020-2021 se encontró que existía una alta variabilidad, lo que indica una mayor dispersión en los datos, valores atípicos puntuales (en los valores más altos) y una mediana más alta en comparación con el periodo 2023-2024 (Fig. 9); esto demuestra que existían valores mucho más altos de la DBO₅ en los muestreos de este periodo de estudio, debido a la descarga de aguas residuales sin tratamiento adecuado en el Arroyo El Gallo.

Durante el periodo 2023-2024, se observa una reducción en la variabilidad de los datos por lo que, se demostró una mejora en la calidad del agua, debido a que los valores de DBO₅ disminuyeron con respecto al periodo de estudio anterior. El estudio sugiere que la mediana del periodo 2023-2024, es mucho menor comparada con el año 2020-2021.

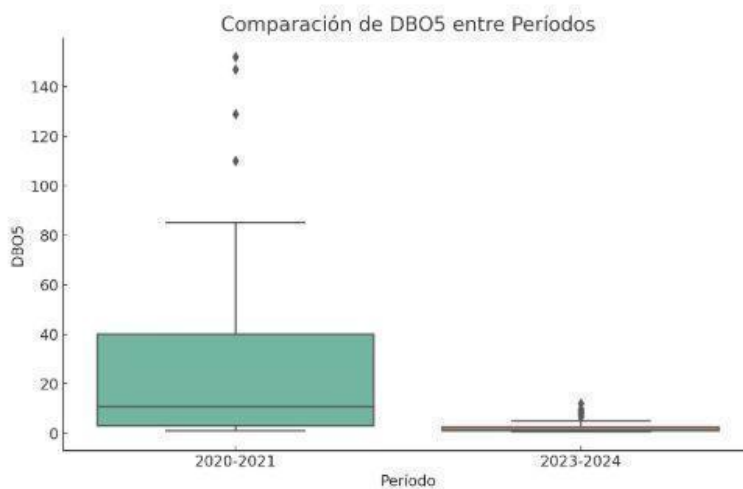


Figura 9. Comparación de los valores de demanda bioquímica de oxígeno a cinco días (DBO₅) entre los periodos de estudio 2020-2021 y 2023-2024 en la Bahía de Todos Santos La figura muestra variaciones en la carga orgánica del agua entre ambos periodos, permitiendo identificar posibles cambios en las condiciones del agua.

8.1.5 Comparación de la densidad de bacterias coliformes (totales y fecales), entre periodos de estudio 2020-2021, 2023-2024.

A continuación, la Tabla V presenta una descripción de los periodos de monitoreo de los indicadores de calidad de agua (CT, CF y DBO₅) para la BTS.

Tabla V. Comparación de indicadores biológicos y fisicoquímicos de calidad de agua entre los periodos 2020-2021 y 2023-2024 en la Bahía de Todos Santos. Se incluyen coliformes totales y fecales, así como demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), con base en sus niveles, variabilidad y cumplimiento con la normatividad ambiental (NOM-001-SEMARNAT-1996 y criterios de CONAGUA, 2020).

Indicador de calidad de agua	2020-2021	2023-2024
Coliformes totales y fecales	Alta contaminación, especialmente en estaciones cercanas a la PTAR El Gallo (Arroyo “El Gallo”, Playa Municipal). Niveles frecuentemente superiores al límite NOM (1000 NMP/100 ml)	Disminución de coliformes con respecto a 2020 y 2021. Aunque se Persistencia de promedios altos.
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)	Alta variabilidad y valores elevados en estaciones Arroyo “El Gallo”, Playa Municipal, reflejando alta carga orgánica.	Reducción en mediana y dispersión. El agua pasó de las clasificaciones de “fuertemente contaminada” a “aceptable” (según CONAGUA 2020).

La variación temporal de coliformes totales, coliformes fecales y la precipitación mensual durante el periodo 2020–2024 se muestra en la Fig. 10.

En términos generales, las concentraciones de coliformes totales presentaron valores elevados y variables a lo largo de todo el periodo de estudio, alcanzando máximos superiores a 1×10^4 NMP/100 ml en varios meses de 2020, 2021 y 2023. Los coliformes fecales mostraron un patrón semejante, aunque con menor magnitud relativa, registrando también picos en los mismos intervalos. Durante 2020, los valores máximos de coliformes se observaron en los meses de julio y octubre, mientras que en 2021 destacaron marzo y abril con concentraciones superiores a 1×10^3 NMP/100. En 2023, los mayores valores se

registraron en octubre y diciembre, coincidiendo con los eventos más altos de coliformes fecales (1×10^4 NMP/100 ml).

La precipitación fue variable entre años y estaciones, con máximos visibles en marzo de 2020 (100.4 mm), marzo de 2021 (59.9 mm), agosto de 2023 (66.4 mm) y marzo de 2024 (130.2 mm). A pesar de estos episodios, no se observó una correlación lineal directa entre la magnitud de la lluvia y la concentración de coliformes. En algunos casos, como marzo de 2021, la precipitación coincidió con incrementos en los indicadores bacterianos, mientras que en marzo de 2024 se registraron los valores de lluvia más altos del periodo junto con concentraciones bajas de coliformes, lo que sugiere un efecto de dilución (Fig. 10).

Finalmente, se destaca que durante el periodo 2023–2024, en el que la PTAR de El Gallo estuvo fuera de operación, los valores de coliformes fueron en general más bajos respecto a años previos, a pesar de la ocurrencia de eventos de lluvia intensa. Este patrón sugiere la influencia de algunos factores en la dinámica de contaminación fecal costera: por ejemplo, la disponibilidad de fuentes puntuales y los procesos de arrastre y dilución asociados. Siendo el principal de estos y el aspecto más importante, la redirección del flujo proveniente de PTAR El Gallo hacia Maneadero.

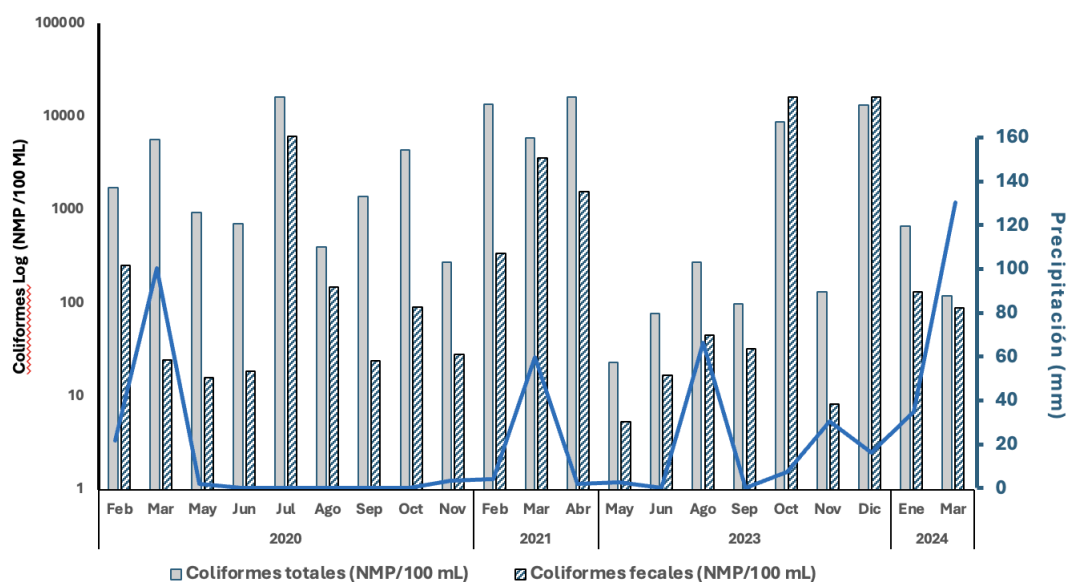


Figura 10. Variación temporal de los valores de coliformes totales y coliformes fecales (NMP/100 ml) en escala logarítmica y precipitación (mm) registrada entre 2020 y 2024. Los valores de coliformes se representan con barras, mientras que la precipitación se muestra con la línea azul.

8.2 Composición y dominancia de la comunidad fitoplanctónica

Durante los periodos de estudio 2020–2021 y 2023–2024, se identificaron en total 28 especies de fitoplancton en la Bahía de Todos Santos (BTS), de los grupos de diatomeas y dinoflagelados, algunas con potencial para formar florecimientos algales nocivos (FAN). Las especies dominantes estaban representadas por los grupos de diatomeas del género *Chaetoceros sp.*, *Pseudo-nitzschia sp.* y por el de los dinoflagelados como la especie *Lingulaulax polyedra*, y los géneros *Prorocentrum sp.* y *Triplos sp.*

8.3 Diversidad y equidad de la comunidad fitoplanctónica

8.3.1 Comparación temporal (2020–2021 vs 2023–2024)

Los índices de Shannon y Margalef (Fig. 11) mostraron oscilaciones entre los meses muestreados, aunque sin diferencias estadísticamente significativas entre meses en 2020–2021. En cambio, en 2023–2024 (Fig. 12), los valores fueron ligeramente más altos en primavera y otoño (abril y octubre), sugiriendo mayor riqueza y equitatividad en esos periodos. En el periodo 2020–2021, sí se detectaron diferencias significativas entre meses (Kruskal-Wallis, $p = 0.025$), indicando cambios en la dominancia específica. En 2023–2024, el índice Shannon mostró alta diversidad generalizada (>0.7), pero con valores más bajos en enero y marzo, lo que podría reflejar proliferación de una sola especie dominante durante esos meses.

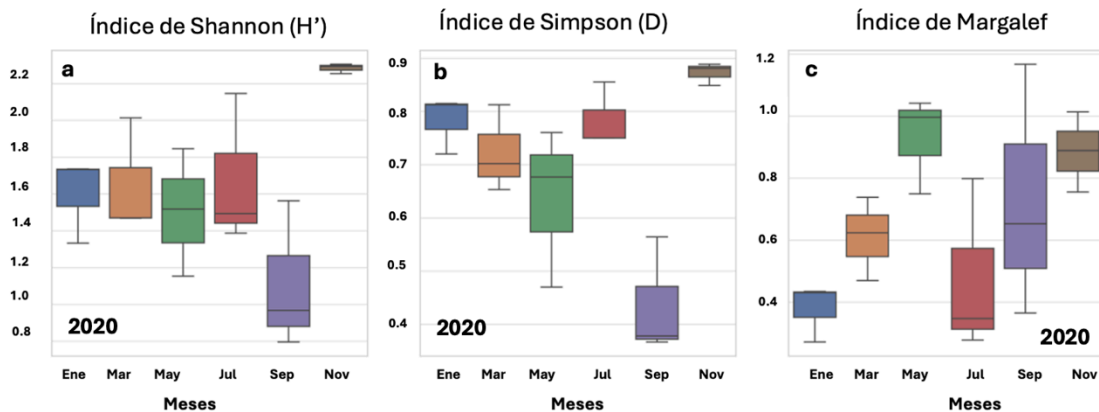


Figura 11. Boxplots que muestran la variación mensual de los índices de a. Shannon-Wiener (H'), b. Simpson (D) y c. Margalef de la comunidad fitoplanctónica en la Bahía de Todos Santos durante el año 2020. Las gráficas reflejan la distribución y variación estacional de estos indicadores ecológicos, posiblemente influenciadas por cambios ambientales y antrópicos asociados al periodo de estudio.

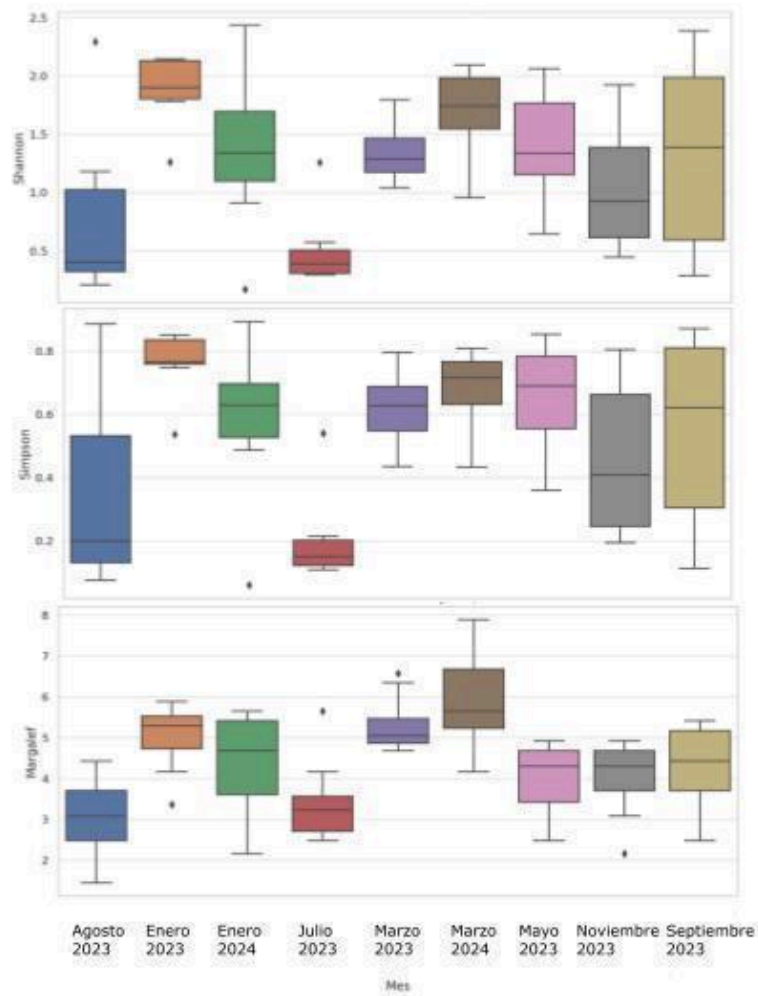


Figura 12. Boxplots que muestran la variación mensual de los índices de diversidad y equidad durante los años 2023-2024. Los colores representan las diferentes fechas de muestreo de cada mes. Las líneas rojas señalan los periodos con mayores cambios en la estructura de la comunidad, destacando fluctuaciones en diversidad y equidad.

8.3.2 Comparación espacial de los índices de entre estaciones

En ambos periodos, la diversidad fue relativamente homogénea entre estaciones; sin embargo, en 2023–2024 (Fig. 13) las estaciones 1, 5 y 8 presentaron valores consistentemente más altos para los tres índices. La estación 4 se mantuvo con valores bajos de diversidad y equitatividad, posiblemente debido a influencia antrópica o escasa renovación del agua. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas en 2020–2021, ni en 2023–2024.

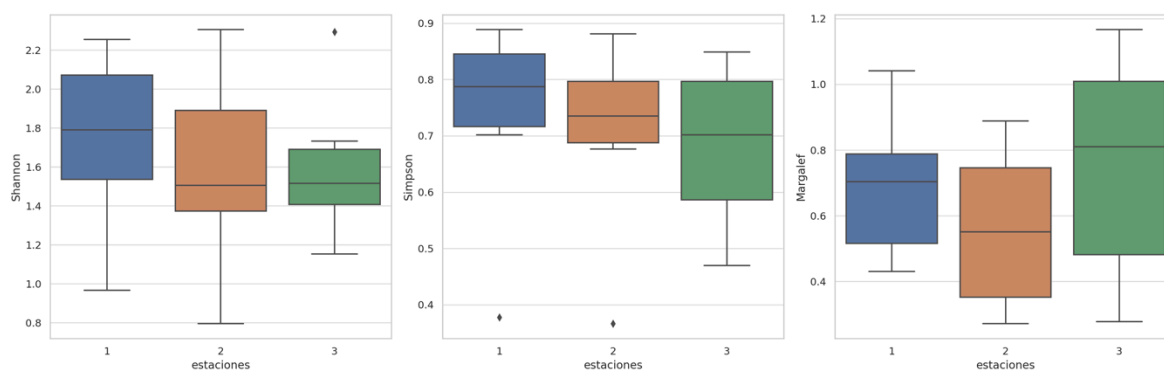


Figura 13. Boxplots que comparan espacialmente los índices de diversidad y equidad de la comunidad fitoplanctónica entre las estaciones de muestreo 1, 6 y 7 durante los años 2020 y 2021. La distribución de los valores permite identificar diferencias en la estructura de la comunidad fitoplanctónica asociadas con condiciones locales dentro de la BTS.

8.4 Distribución espacial de las abundancias de fitoplancton potencialmente nocivo en 2020-2021.

8.4.1 Abundancia total fitoplanctónica ($\text{cel}\cdot\text{l}^{-1}$) en Bahía Todos Santos durante el año 2020.

Se analizaron los datos de abundancia total fitoplanctónica recolectados durante el año 2020 en diferentes estaciones y meses en Bahía Todos Santos. Se calcularon las abundancias totales ($\text{cel}\cdot\text{l}^{-1}$) por muestra, y se representaron mediante boxplots comparativos por mes y por estación (Fig. 14). Los valores de abundancia total por mes mostraron una clara diferencia entre los muestreos de enero y marzo, siendo este último el mes con mayores valores de abundancia y mayor dispersión entre estaciones. En contraste, al comparar la abundancia total por estación, no se observaron patrones marcados ni diferencias sustanciales entre sitios de muestreo.

La prueba de Kruskal-Wallis confirmó estos patrones. Se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre meses ($H = 14.56$, $p = 0.012$), lo cual respalda visualmente lo observado en los boxplots. Por otro lado, no se encontraron diferencias significativas entre estaciones ($H = 0.38$, $p = 0.828$), lo que sugiere una distribución espacial homogénea durante el periodo analizado.

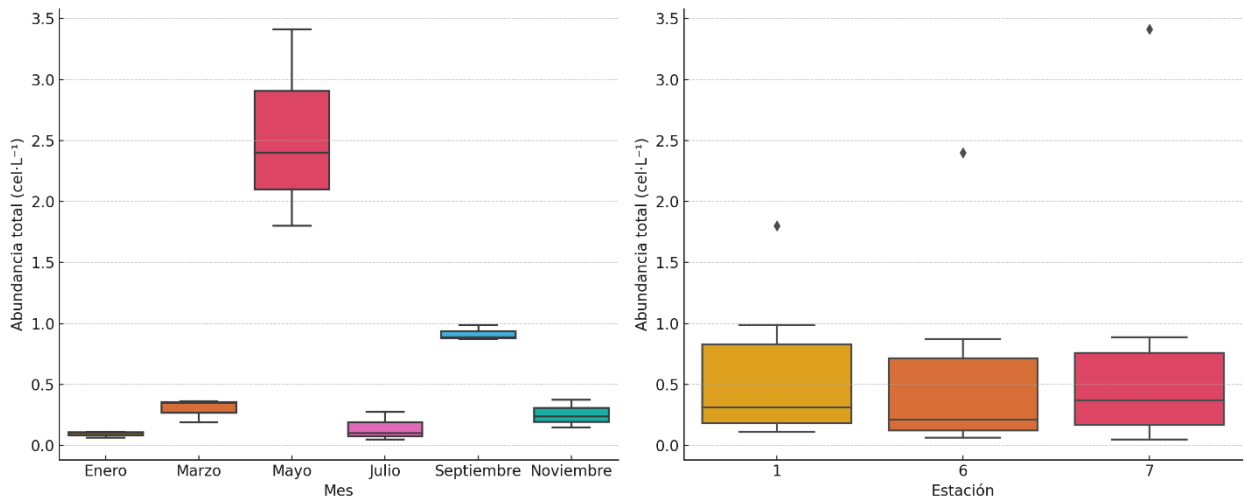


Figura 14. Boxplots que muestran la distribución mensual de la abundancia total fitoplanctónica ($\text{cel}\cdot\text{l}^{-1}$) en la Bahía Todos Santos durante el año 2020. Estos gráficos reflejan la variabilidad y tendencias estacionales en la biomasa fitoplanctónica a lo largo del año.

8.4.2 Abundancia total ($\text{cel}\cdot\text{l}^{-1}$) de especies de fitoplancton nocivo del periodo 2023-2024.

El análisis de la abundancia total de especies ($\text{cel}\cdot\text{l}^{-1}$) de fitoplancton sugiere que hay variaciones estacionales y eventos puntuales (Fig. 15) en donde mayo del 2023 y marzo del 2024 muestran los valores más altos, lo que puede deberse a condiciones favorables para el crecimiento de estas especies de fitoplancton, mientras que los meses de baja abundancia son enero a marzo, agosto y septiembre del 2023, lo que indica una posible disminución de las condiciones favorables para la reproducción del fitoplancton.

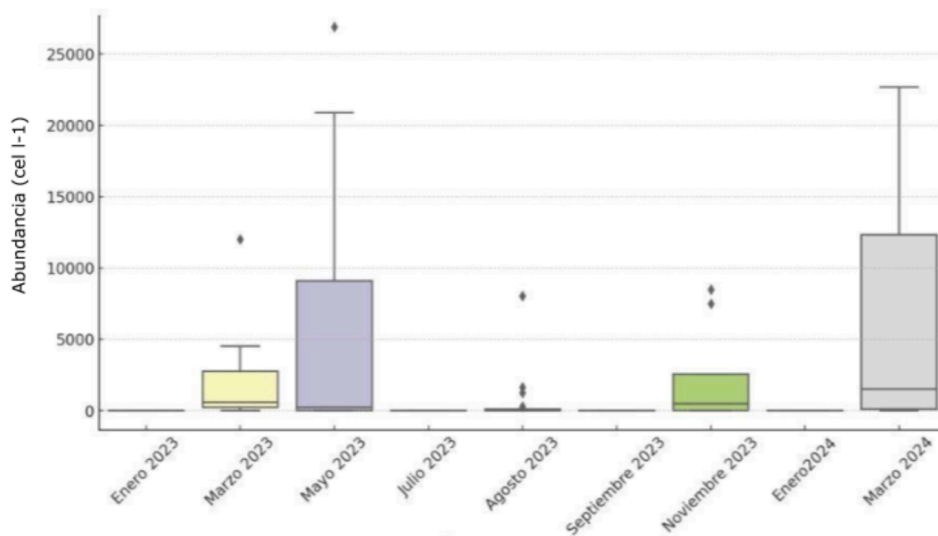


Figura 15. Variación temporal de la abundancia total (cel l⁻¹) de especies de fitoplancton correspondiente al periodo de enero del 2023 a marzo del 2024 durante el muestreo de Florecimientos Algales Nocivos en la Bahía de Todos Santos. Los datos reflejan los cambios en la abundancia asociados a eventos de proliferación y su evolución a lo largo del tiempo.

La abundancia se presenta en escala logarítmica (\log_{10}), mostrando medianas, valores mínimos y máximos, y valores atípicos. Los resultados de la abundancia (\log_{10}) (Fig. 16a) indican que *Chaetoceros sp.* presentó amplia variabilidad durante el periodo de muestreo. En los primeros meses se encontraron abundancias bajas ($<1 \times 10^5$), con un aumento en mayo del 2023, este incremento se refleja en los valores máximos y mínimos de la distribución ($1 \times 10^3 \cdot 1 \times 10^7$), sin embargo, se encontró una disminución de abundancias (\log_{10}) en fechas posteriores julio a septiembre del 2023. Se encontraron algunas variaciones durante el periodo de estudio 2023-2024 para *Pseudo-nitzschia sp.*, generalmente se documentaron abundancias menores en los primeros y últimos meses del muestreo (1×10^3), y un aumento puntual entre el mes de marzo y mayo (Fig. 9 b).

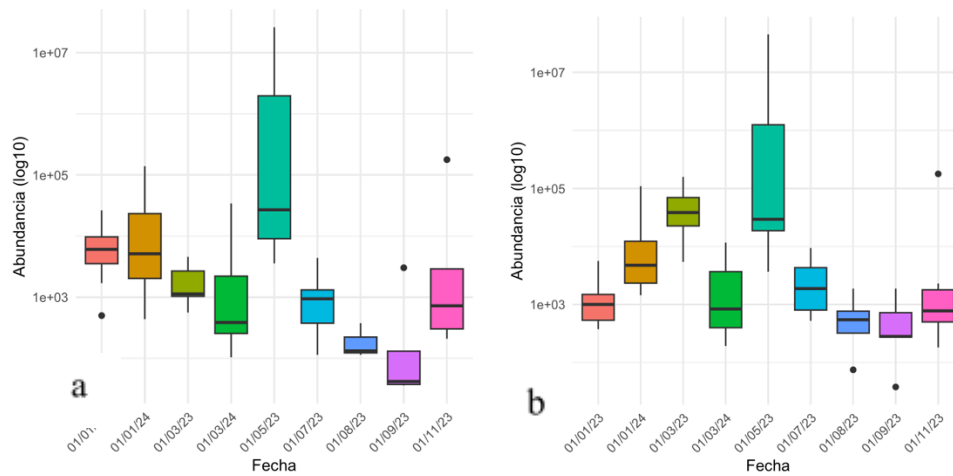


Figura 16. Boxplot de la distribución temporal de la abundancia (log10) de 2 especies fitoplanctónicas de diatomeas (a) *Chaetoceros sp.*, y (b) *Pseudo-nitzschia sp.* del periodo de estudio 2023-2024, para cada fecha de muestreo.

Para el grupo de dinoflagelados *L. polyedra* (Fig. 17a), generalmente se encontró una alta variabilidad en los valores de abundancia en función del tiempo incluyendo algunos periodos con fluctuaciones puntuales de eventos FAN. Se obtuvieron medianas de abundancias bajas ($\sim 10^3$ orden de magnitud) para los meses de enero y marzo del 2023, en comparación con los meses de enero y marzo del 2024, es en este año donde se observa un aumento en las medianas de abundancia; aunque en mayo del 2023 se registró un incremento en la mediana de abundancia con valores máximos, el mismo caso ocurrió para los meses de agosto y septiembre, donde se observó un incremento en la abundancia ($>10^5$), sin embargo la dispersión de los datos es más amplia, lo que puede atribuirse a cambios estacionales, disponibilidad de nutrientes, o alguna variación ambiental.

Para el periodo de estudio, la distribución de *Tripos sp.* (Fig. 17 b) no mostró alta variabilidad en su abundancia. Sin embargo, la mediana de la abundancia tuvo algunas

variaciones entre meses; con un incremento marcado en mayo 2023, con algunos valores atípicos que sugieren eventos de proliferación de células en meses como mayo y septiembre. Aunque durante el periodo de estudio mayormente se encontraron abundancias bajas ($>10^3$). Lo que sugiere que *Triplos sp.*, no es una especie homogénea a lo largo del tiempo.

El boxplot muestra que la distribución temporal de la abundancia de *Prorocentrum sp.*, que tuvo fluctuaciones durante el periodo de estudio 2023-2024, en donde se encontró una proliferación en el mes de marzo del 2023, además se observó una variabilidad significativa en el mes de mayo de ese mismo año. Así como, la presencia de valores atípicos en meses específicos como marzo, julio y en los últimos meses del muestreo de ese año.

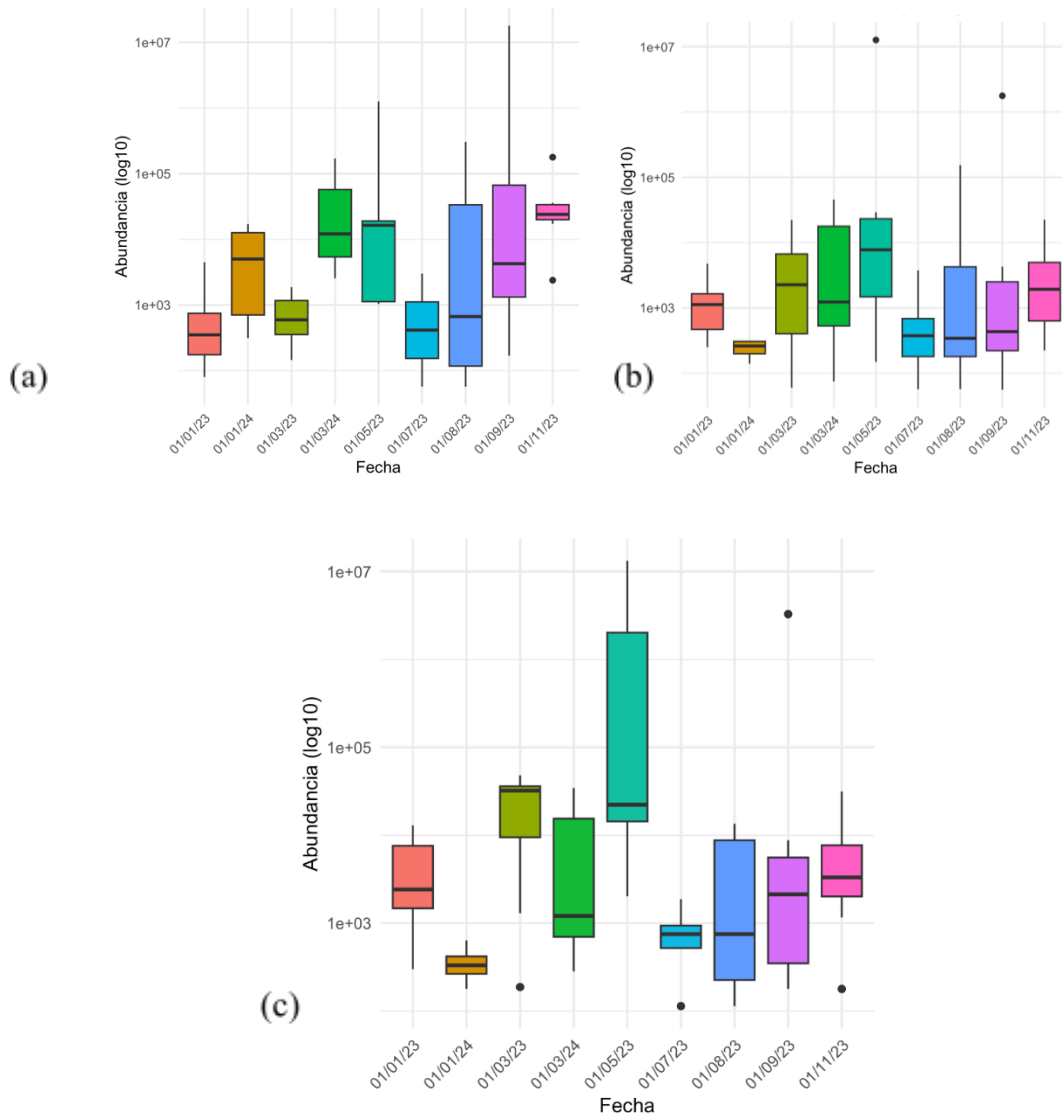


Figura 17. Boxplot de la distribución temporal de la abundancia (\log_{10}) de 3 especies fitoplanctónicas de dinoflagelados (a) *Lingulaulax polyedra* (b) *Tripos sp.* y (c) *Prorocentrum sp.* del periodo de estudio 2023-2024, para cada fecha de muestreo. La abundancia se presenta en escala logarítmica (\log_{10}), mostrando medianas, valores mínimos y máximos, y valores atípicos.

8.4.3 Análisis estadístico de la variación en abundancia

Para el periodo de muestreo 2023–2024, el análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis, seguido de la prueba post-hoc de Dunn, reveló diferencias significativas tanto a nivel espacial como temporal. En cuanto a las estaciones, se observó una diferencia significativa entre la estación 1 y la estación 5 ($p.adj = 0.038$). En el análisis temporal, se detectaron diferencias significativas entre varios pares de fechas: enero–marzo, enero–mayo, marzo–septiembre y mayo–agosto ($p.adj < 0.05$). Estos resultados indican que la variación temporal ejerce un mayor efecto sobre la comunidad fitoplanctónica que la variación espacial. No obstante, ciertas estaciones, como la estación 5, muestran condiciones particulares que podrían estar asociadas a factores locales específicos.

Con base en los análisis realizados, la prueba de Kruskal-Wallis determinó que existen diferencias significativas en la abundancia de especies entre distintas estaciones y fechas. Para identificar específicamente qué estaciones y fechas son diferentes, se aplicó la prueba post-hoc de Dunn con corrección de Bonferroni. En cuanto a las diferencias entre estaciones, se encontró que la única comparación con diferencias significativas fue entre la Estación 1 y la Estación 5 ($p.adj = 0.038$). Esto indica que la abundancia de especies en la Estación 5 es significativamente diferente a la de la Estación 1, mientras que en las demás estaciones las diferencias no fueron estadísticamente significativas después de la corrección de Bonferroni. Esto sugiere que factores ambientales o condiciones particulares de la Estación 5 pudieron haber influido en la distribución de las especies.

En cuanto al análisis de diferencias entre fechas, la prueba post-hoc de Dunn identificó diferencias significativas en las siguientes comparaciones: enero vs marzo (P.adj = 0.030); enero vs mayo (P.adj = 0.022); marzo vs septiembre (P.adj = 0.012); mayo vs septiembre (P.adj = 0.009); mayo vs agosto (P.adj = 0.043). Estas comparaciones muestran que la abundancia de las especies varió significativamente en estas fechas, lo que podría estar relacionado con cambios estacionales, eventos ambientales o factores como temperatura, disponibilidad de nutrientes y condiciones del agua. En las demás comparaciones entre fechas, no se encontraron diferencias significativas después de la corrección de Bonferroni, lo que indica que la abundancia de especies se mantuvo relativamente estable en esos períodos. En general, estos resultados sugieren que las variaciones temporales tienen un impacto mayor en la distribución de especies que las diferencias espaciales entre estaciones, salvo en el caso de la Estación 1 y la Estación 5, donde sí se observaron cambios significativos.

8.4.4 Distribución de especies potencialmente nocivas por estación durante 2023-2024.

De acuerdo con la distribución temporal entre puntos de muestreo, *Chaetoceros sp.* tuvo su mayor distribución en la estación 3, mientras que en el resto se observa variabilidad en los datos, así como valores atípicos (Fig. 18a). Sin embargo, en el grupo de las diatomeas, *Pseudo-nitzschia sp.*, fue consistente en los primeros tres puntos de muestreo, sin embargo, a partir de la 4 se observa una variabilidad en la especie (Fig. 18b).

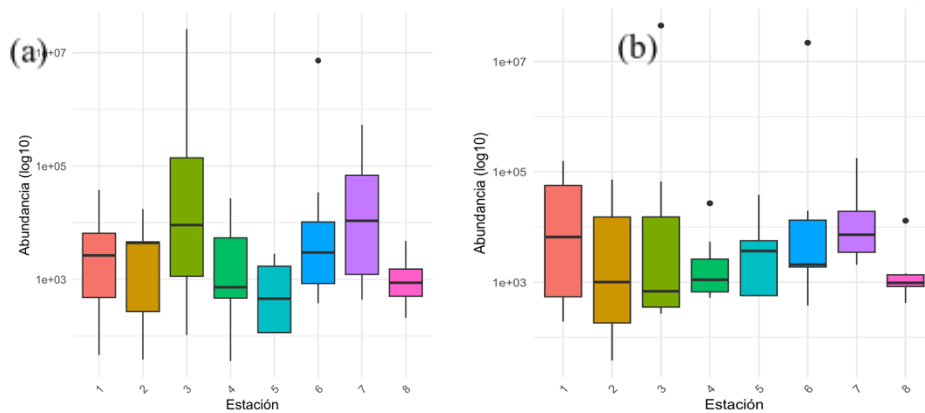


Figura 18. Boxplot de la distribución temporal de la abundancia (log₁₀) de 2 especies fitoplanctónicas de diatomeas (a) *Chaetoceros sp.*, y (b) *Pseudo-nitzschia sp.*) del periodo de estudio 2023-2024, representadas por cada estación de muestreo. La abundancia se presenta en escala logarítmica (log₁₀), mostrando medianas, valores mínimos y máximos, y valores atípicos.

La especie *L. polyedra* fue consistente en todas las estaciones de muestreo (Fig. 19), durante el muestreo 2023-2024, y las otras dos especies de dinoflagelados también presentaron algunas fluctuaciones, lo que promueve cierta variabilidad en los datos.

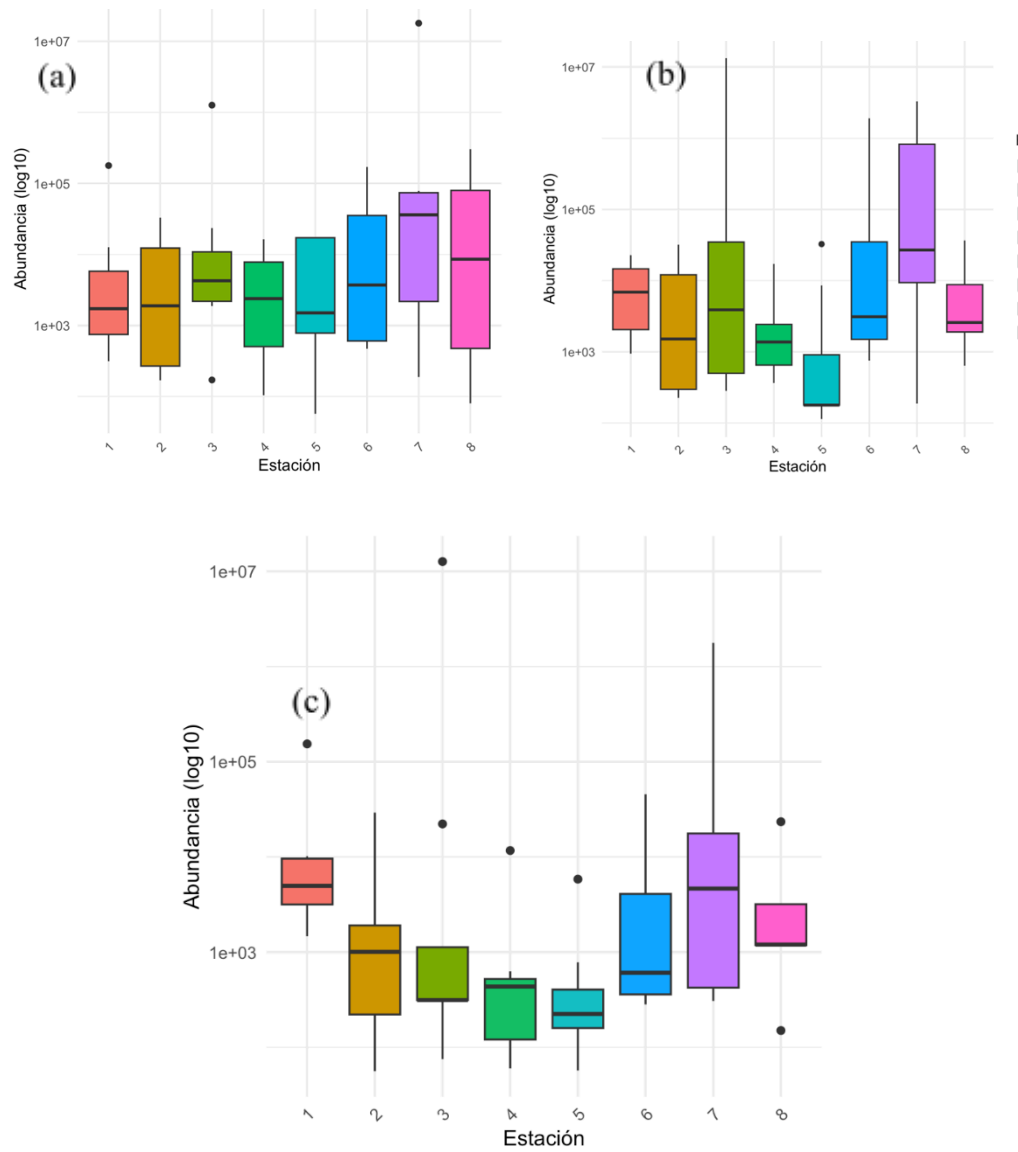


Figura 19. Distribución temporal de la abundancia (log₁₀) de 3 especies fitoplanctónicas de dinoflagelados (a) *Lingulaulax polyedra* (b) *Prorocentrum sp.* y (c) *Tripos sp.* Del periodo de estudio 2023-2024, para cada estación del muestreo. La abundancia se presenta en escala logarítmica (log₁₀), mostrando medianas, valores mínimos y máximos, y valores atípicos.

8.4.5 Comparación entre la abundancia total de cinco especies fitoplanctónicas durante todo el periodo de estudio 2020-2024

La comparación entre la abundancia total de cinco especies fitoplanctónicas potencialmente nocivas: *Lingulaulax polyedra*, *Pseudo-nitzschia cf. australis*, *Chaetoceros*, *Prorocentrum* y *Tripos* (Fig. 20) en los años 2020 y 2023–2024 muestra cambios notables en su dominancia relativa. *Lingulaulax polyedra* fue la especie más abundante en 2020 con más de 1×10^7 (cel·l⁻¹), mientras que su abundancia en 2023–2024 fue considerablemente menor. En contraste, *Pseudo-nitzschia cf. australis* incrementó su abundancia total de forma significativa en el periodo 2023–2024, superando a su registro previo. *Chaetoceros* también mostró un aumento, al igual que *Tripos*, aunque en menor magnitud. *Prorocentrum* mantuvo una alta abundancia total en ambos periodos, con una ligera disminución en 2023–2024. Estos resultados reflejan un cambio en la composición y dominancia de especies FAN entre ambos periodos de monitoreo.

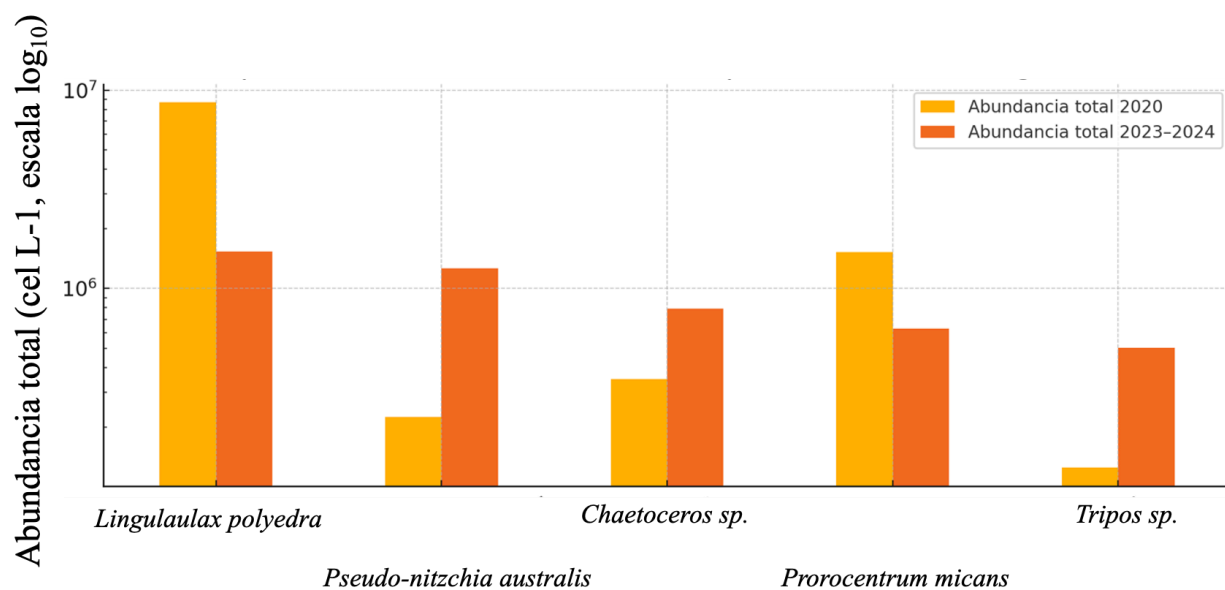


Figura 20. Comparación de la abundancia total (cel·l⁻¹) de cinco grupos de especies fitoplanctónicas potencialmente nocivas (FAN) durante los periodos 2020 y 2023–2024. La gráfica muestra las variaciones espaciales y temporales en la biomasa de estos grupos, destacando posibles tendencias en la proliferación de especies asociadas a eventos nocivos.

La Tabla II muestra la abundancia total registrada de cinco especies fitoplanctónicas potencialmente nocivas durante los periodos 2020 y 2023–2024. *Lingulaulax polyedra* fue la especie dominante en 2020 con una abundancia total de 8.68×10^6 cel·l⁻¹, disminuyendo a 1.54×10^6 cel·l⁻¹ en el periodo 2023–2024. En contraste, *Pseudo-nitzschia cf. australis* mostró un aumento significativo en su abundancia, pasando de 2.25×10^5 a 1.27×10^6 cel·l⁻¹. *Chaetoceros* también duplicó su abundancia entre los periodos, mientras que *Prorocentrum* y *Tripos* mostraron aumentos más moderados. Estos cambios en las abundancias sugieren una posible reconfiguración de la comunidad FAN en la BTS entre los años comparados.

8.5 Relación entre especies formadoras de FAN y calidad de agua

Durante el periodo de estudio, se observaron variaciones significativas en las abundancias mensuales de cinco especies fitoplanctónicas clave: *Lingulaulax polyedra*, *Pseudo-nitzschia cf. australis*, *Tripos sp.*, *Chaetoceros sp.* y *Prorocentrum sp.* Notablemente, *Pseudo-nitzschia cf. australis* mostró una correlación positiva moderada con los niveles de coliformes totales ($\rho \approx +0.53$) y DBO₅ ($\rho \approx +0.38$), sugiriendo una posible asociación con condiciones eutróficas. Por otro lado, *Lingulaulax polyedra* presentó una correlación negativa fuerte con DBO₅ ($\rho \approx -0.82$) y coliformes totales ($\rho \approx -0.57$), indicando una disminución en su abundancia en ambientes con mayor carga orgánica y contaminación fecal. *Tripos sp.* también mostró correlaciones negativas moderadas con coliformes fecales ($\rho \approx -0.57$) y totales ($\rho \approx -0.45$). En contraste, *Chaetoceros sp.* evidenció correlaciones positivas con coliformes totales ($\rho \approx +0.48$) y DBO₅ ($\rho \approx +0.23$), mientras que *Prorocentrum sp.* no mostró correlaciones significativas con los parámetros de calidad de agua evaluados.

En particular, al comparar ambos periodos de estudio, se observaron diferencias significativas. Durante 2020-2021, los resultados indicaron un evento de FAN más reducido en tiempo y composición situado en los meses de mayo a julio, dominado por 2 especies *L. polyedra* y *Pseudo-nitzschia sp.* Por otra parte, el periodo 2023-2024 muestra una mayor diversidad de especies potencialmente nocivas, lo cual podría implicar una intensificación de las condiciones favorables para su proliferación o una variabilidad ambiental más específica.

8.6 FAN y calidad del agua representados mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG).

8.6.1 Calidad de agua: distribución espacial de coliformes fecales, coliformes totales 2020-2021 y 2023-2024.

El uso de sistemas de información geográfica (SIG) resulta clave en este contexto ya que permite representar y visualizar espacialmente la distribución de las diferentes variables en este estudio (CT, CF, y abundancias de especies nocivas, ver anexo II). Esto no sólo facilita la identificación de las zonas de contaminación y aquellas zonas con situaciones críticas, tal como es el caso del efluente del arroyo El Gallo, sino que también ayuda a establecer patrones espaciales y temporales en la evolución de la calidad del agua. Además, el SIG puede proporcionar una comprensión más integral de las zonas que han mejorado y aquellas que aún presentan riesgos, lo que permite mejorar la planificación de monitoreos continuos.

A continuación, se presentan las imágenes generadas por medio del sistema de información geográfica para visualizar el monitoreo de calidad del agua (Fig. 21). Se presentan en orden cronológico para el periodo de estudio comprendido entre los años 2020-2024 para diferentes especies de fitoplancton formadoras de FAN.



Figura 21. Distribución espacio-temporal de *Coliformes totales* y *Coliformes fecales*. en el periodo 2020-2021 para el mes de febrero en la Bahía de Todos Santos. Las barras rojas/verdes representan el NMP / 100 ml en cada estación de muestreo. Los mapas fueron generados a partir de capas del Sistema de Información Geográfica, se elaboraron con el programa ArcMap en una escala de 1:120, 000. La longitud de las barras no representa una escala normativa, sino una escala relativa diseñada para facilitar la comparación espacial entre estaciones.

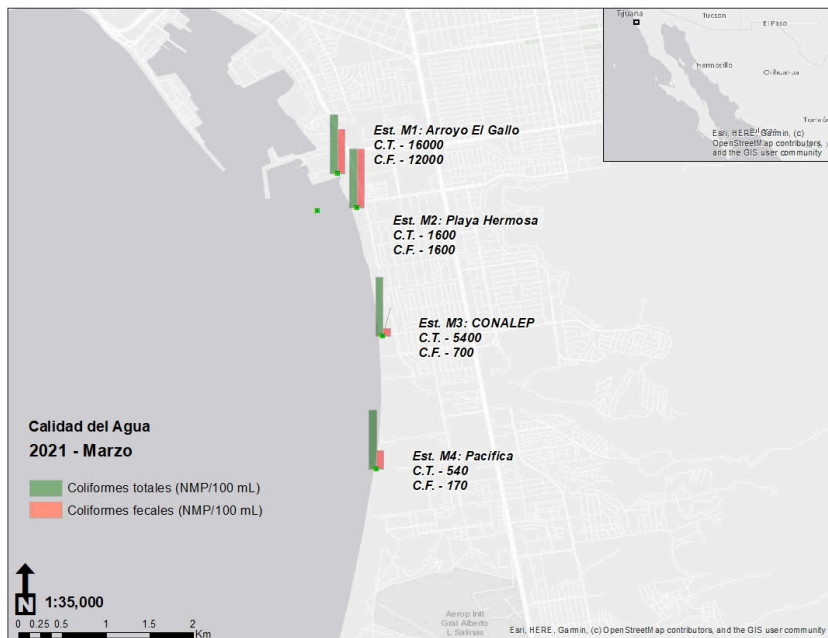
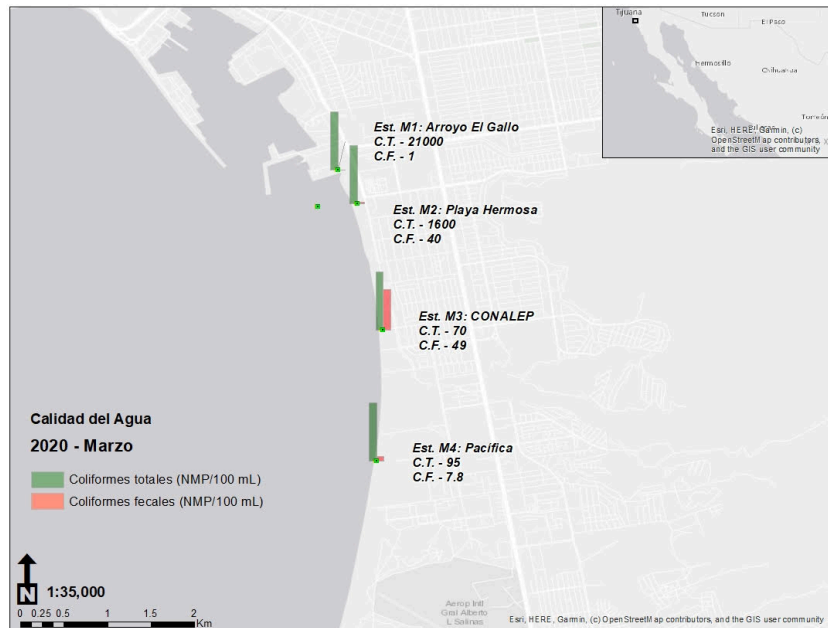


Figura 22. Distribución espacio-temporal de *Coliformes totales* y *Coliformes fecales*. en el periodo 2020-2021 para el mes de marzo en la Bahía de Todos Santos. Las barras rojas/verdes representan el NMP / 100 ml en cada estación de muestreo. Los mapas fueron generados a partir de capas del Sistema de Información Geográfica, se elaboraron con el programa ArcMap en una escala de 1:120, 000. La longitud de las barras no representa una escala normativa, sino una escala relativa diseñada para facilitar la comparación espacial entre estaciones.

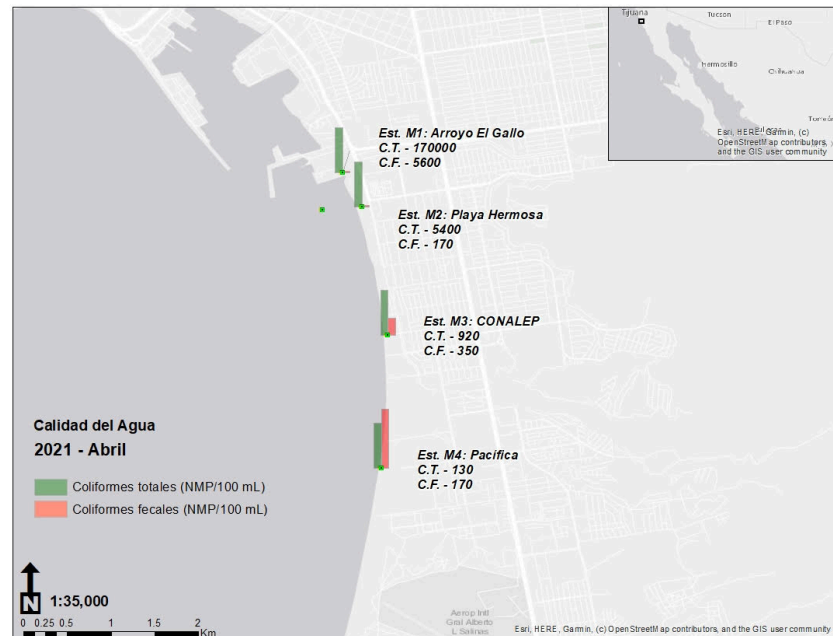
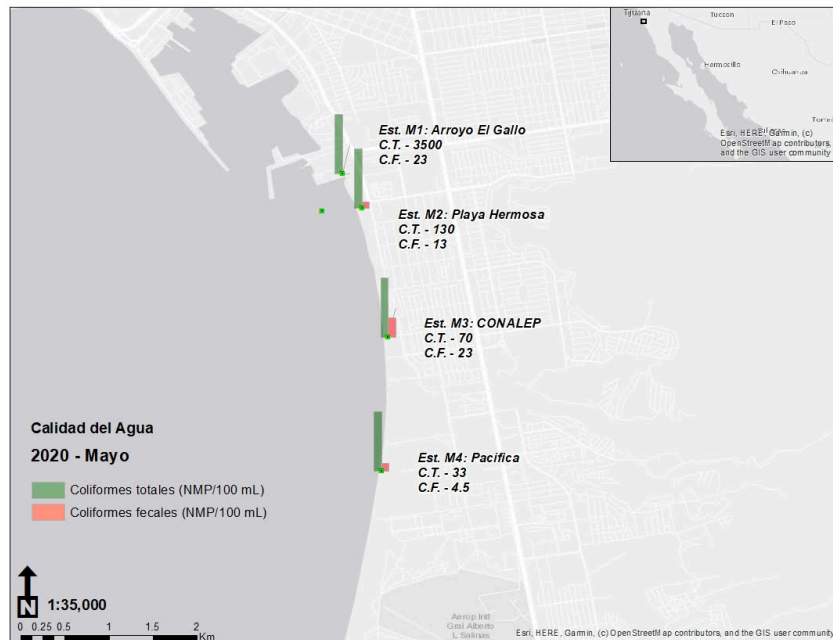


Figura 23. Distribución espacio-temporal de *Coliformes totales* y *Coliformes fecales* para los meses de mayo del 2020 y abril 2021 en la Bahía de Todos Santos. Las barras rojas/verdes representan el NMP / 100 ml en cada estación de muestreo. Los mapas fueron generados a partir de capas del Sistema de Información Geográfica, se elaboraron con el programa ArcMap en una escala de 1:120, 000. La longitud de las barras no representa una escala normativa, sino una escala relativa diseñada para facilitar la comparación espacial entre estaciones.

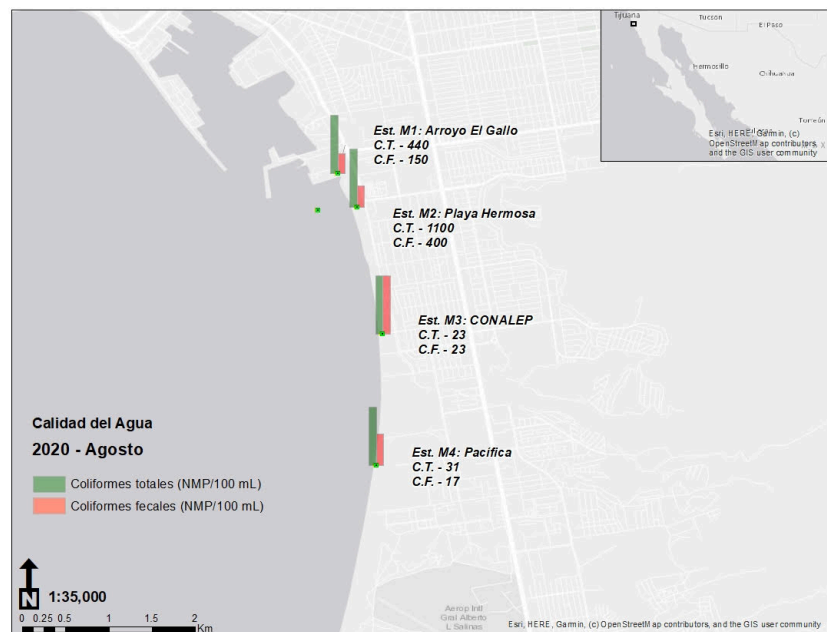
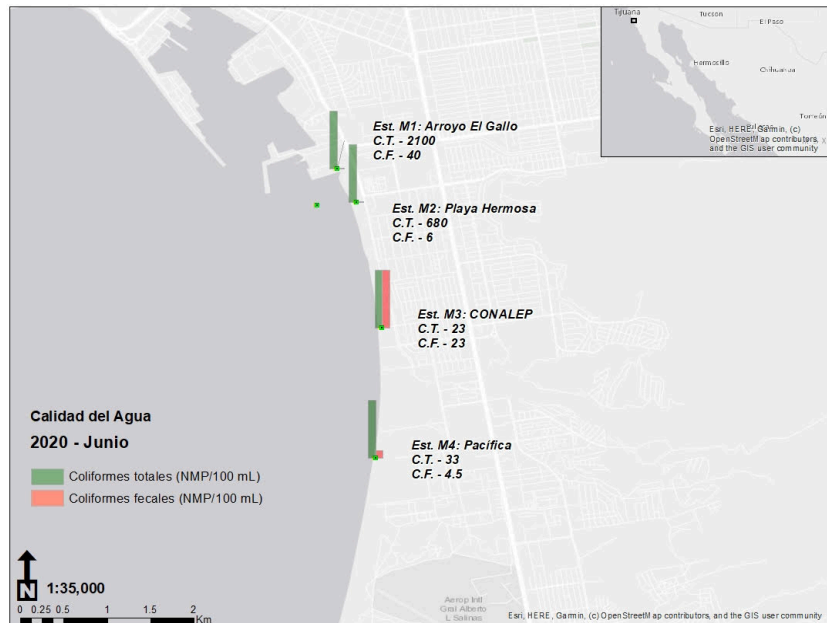


Figura 24. Distribución espacio-temporal de *Coliformes totales* y *Coliformes fecales*. en el periodo 2020 para el mes de junio y agosto en la Bahía de Todos Santos. Las barras rojas/verdes representan el NMP / 100 ml en cada estación de muestreo. Los mapas fueron generados a partir de capas del Sistema de Información Geográfica, se elaboraron con el programa ArcMap en una escala de 1:120, 000. La longitud de las barras no representa una escala normativa, sino una escala relativa diseñada para facilitar la comparación espacial entre estaciones.

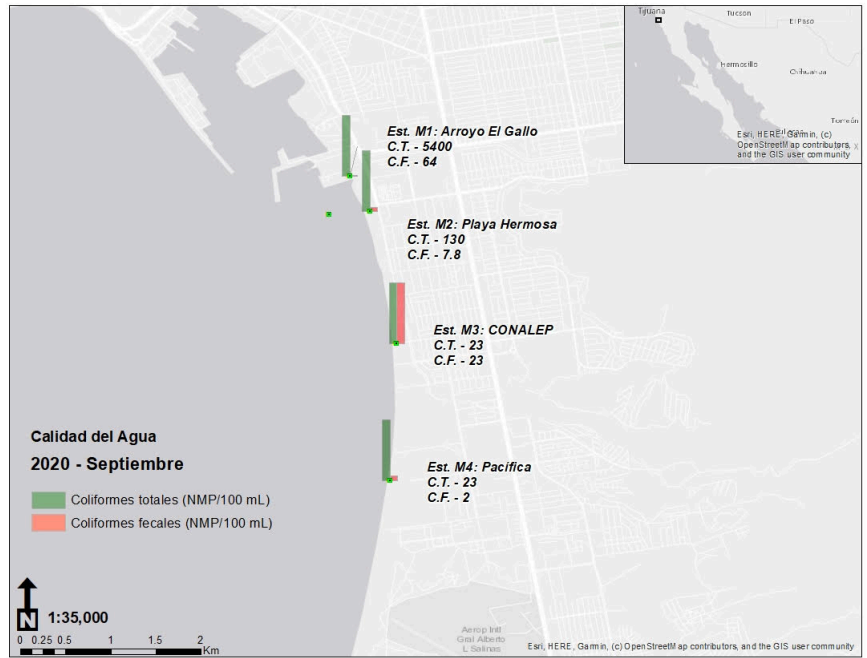


Figura 25. Distribución espacio-temporal de *Coliformes totales* y *Coliformes fecales*. en el periodo 2020 para los meses de septiembre y octubre en la Bahía de Todos Santos. Las barras rojas/verdes representan el NMP / 100 ml en cada estación de muestreo. Los mapas fueron generados a partir de capas del Sistema de Información Geográfica, se elaboraron con el programa ArcMap en una escala de 1:120,000. La longitud de las barras no representa una escala normativa, sino una escala relativa diseñada para facilitar la comparación espacial entre estaciones.

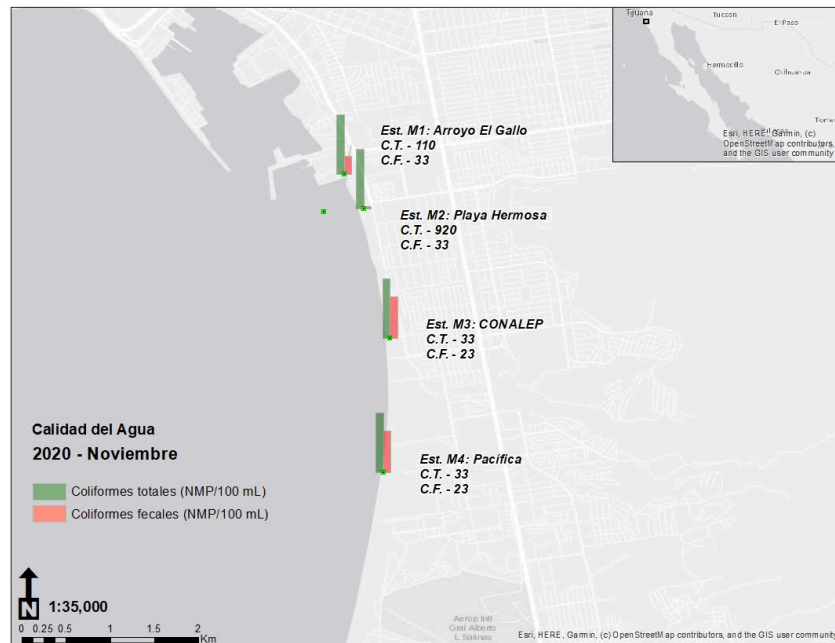


Figura 26. Distribución espacio-temporal de *Coliformes totales* y *Coliformes fecales* en el periodo 2020 del mes de noviembre en la Bahía de Todos Santos. Las barras rojas/verdes representan la NMP / 100 ml en cada estación de muestreo. Los mapas fueron generados a partir de capas del Sistema de Información Geográfica, se elaboraron con el programa ArcMap en una escala de 1:120, 000. La longitud de las barras no representa una escala normativa, sino una escala relativa diseñada para facilitar la comparación espacial entre estaciones.

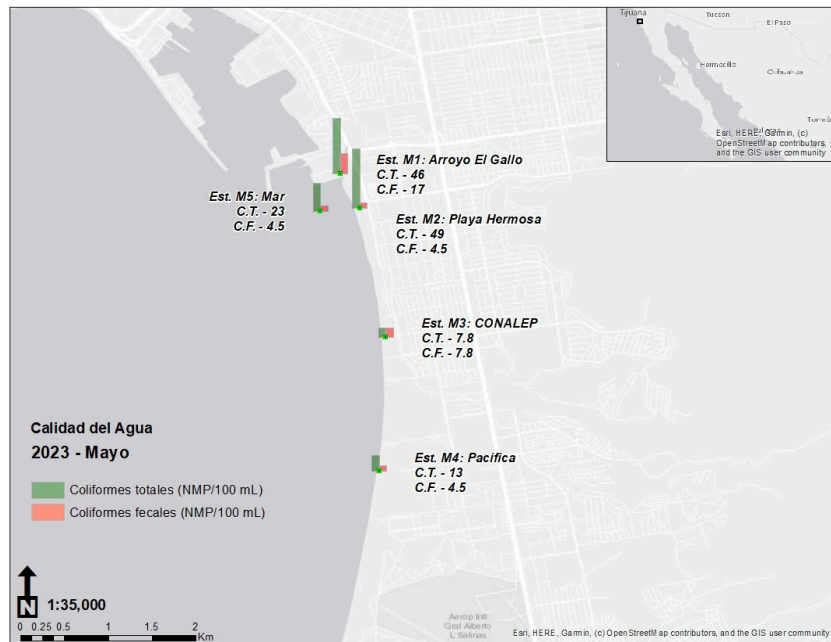


Figura 27. Distribución espacio-temporal de *Coliformes totales* y *Coliformes fecales* en el periodo 2023-2024 del mes de mayo en la Bahía de Todos Santos. Las barras rojas/verdes representan la NMP / 100 ml en cada estación de muestreo. Los mapas fueron generados a partir de capas del Sistema de Información Geográfica, se elaboraron con el programa ArcMap en una escala de 1:120, 000. La longitud de las barras no representa una escala normativa, sino una escala relativa diseñada para facilitar la comparación espacial entre estaciones.

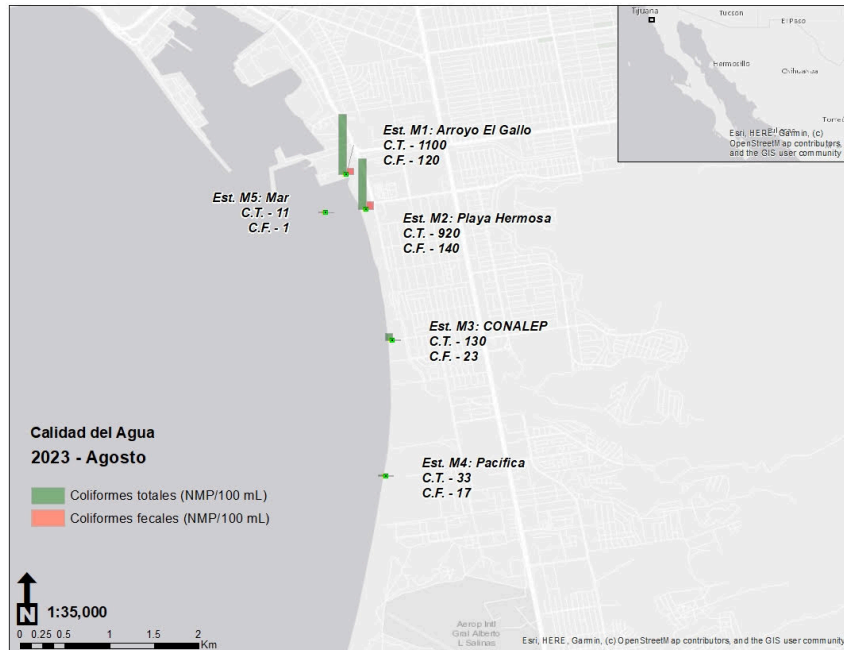


Figura 28. Distribución espacio-temporal de *Coliformes totales* y *Coliformes fecales* en el periodo 2023-2024 del mes de agosto en la Bahía de Todos Santos. Las barras rojas/verdes representan la NMP / 100 ml en cada estación de muestreo. Los mapas fueron generados a partir de capas del Sistema de Información Geográfica, se elaboraron con el programa ArcMap en una escala de 1:120, 000. La longitud de las barras no representa una escala normativa, sino una escala relativa diseñada para facilitar la comparación espacial entre estaciones.

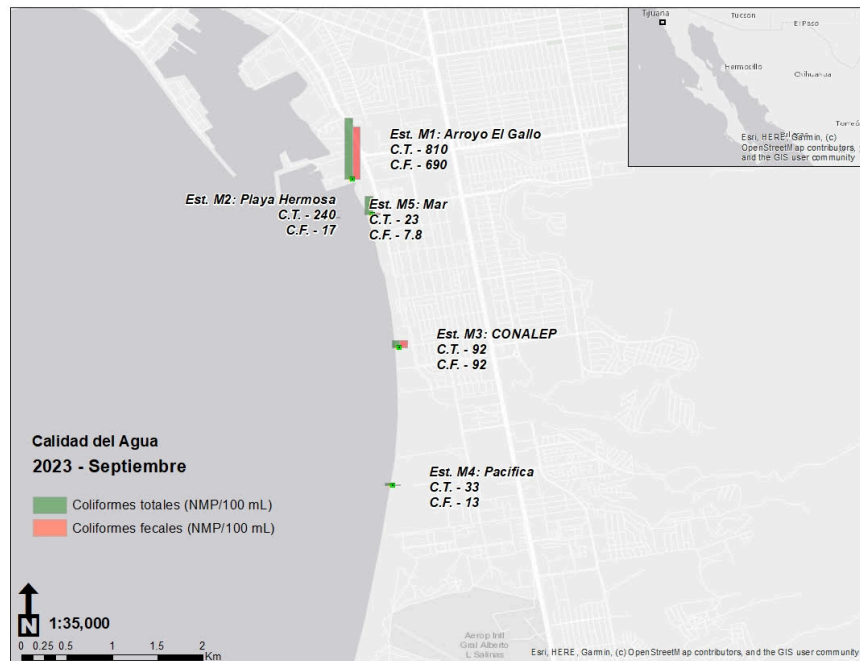


Figura 29. Distribución espacio-temporal de *Coliformes totales* y *Coliformes fecales* en el periodo 2023-2024 del mes de septiembre en la Bahía de Todos Santos. Las barras rojas/verdes representan la NMP / 100 ml en cada estación de muestreo. Los mapas fueron generados a partir de capas del Sistema de Información Geográfica, se elaboraron con el programa ArcMap en una escala de 1:120, 000. La longitud de las barras no representa una escala normativa, sino una escala relativa diseñada para facilitar la comparación espacial entre estaciones.

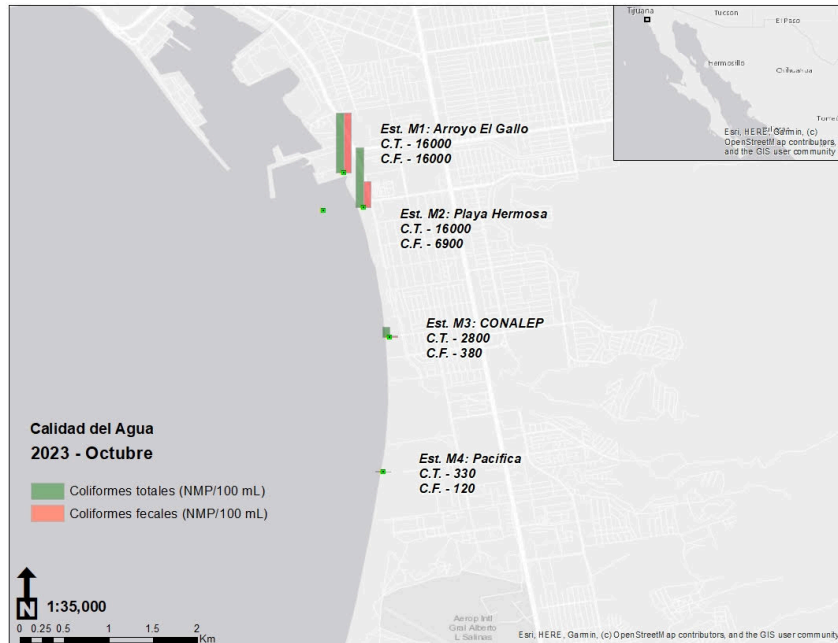


Figura 30. Distribución espacio-temporal de *Coliformes totales* y *Coliformes fecales* en el periodo 2023-2024 del mes de octubre en la Bahía de Todos Santos. Las barras rojas/verdes representan la NMP / 100 ml en cada estación de muestreo. Los mapas fueron generados a partir de capas del Sistema de Información Geográfica, se elaboraron con el programa ArcMap en una escala de 1:120, 000. La longitud de las barras no representa una escala normativa, sino una escala relativa diseñada para facilitar la comparación espacial entre estaciones.

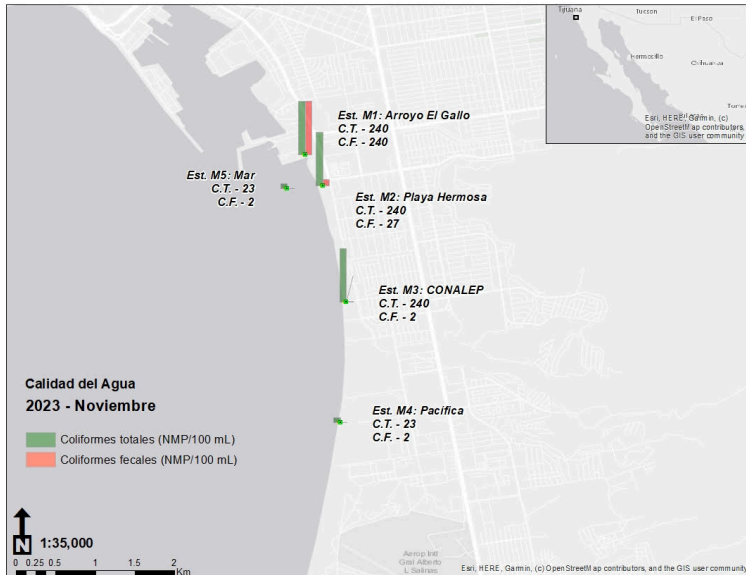


Figura 31. Distribución espacio-temporal de *Coliformes totales* y *Coliformes fecales* en el periodo 2023-2024 del mes de noviembre en la Bahía de Todos Santos. Las barras rojas/verdes representan la NMP / 100 ml en cada estación de muestreo. Los mapas fueron generados a partir de capas del Sistema de Información Geográfica, se elaboraron con el programa ArcMap en una escala de 1:120, 000. La longitud de las barras no representa una escala normativa, sino una escala relativa diseñada para facilitar la comparación espacial entre estaciones.



Figura 32. Distribución espacio-temporal de *Coliformes totales* y *Coliformes fecales* en el periodo 2023-2024 del mes de diciembre en la Bahía de Todos Santos. Las barras rojas/verdes representan la NMP / 100 ml en cada estación de muestreo. Los mapas fueron generados a partir de capas del Sistema de Información Geográfica, se elaboraron con el programa ArcMap en una escala de 1:120, 000. La longitud de las barras no representa una escala normativa, sino una escala relativa diseñada para

facilitar la comparación espacial entre estaciones.

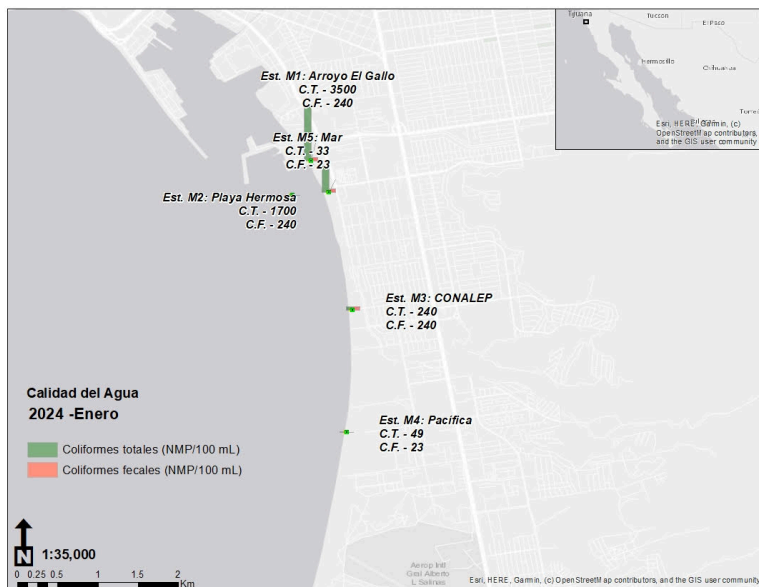


Figura 32. Distribución espacio-temporal de *Coliformes totales* y *Coliformes fecales* en el periodo 2024 del mes de enero en la Bahía de Todos Santos. Las barras rojas/verdes representan la NMP / 100 ml en cada estación de muestreo. Los mapas fueron generados a partir de capas del Sistema de Información Geográfica, se elaboraron con el programa ArcMap en una escala de 1:120, 000. La longitud de las barras no representa una escala normativa, sino una escala relativa diseñada para facilitar la comparación espacial entre estaciones.

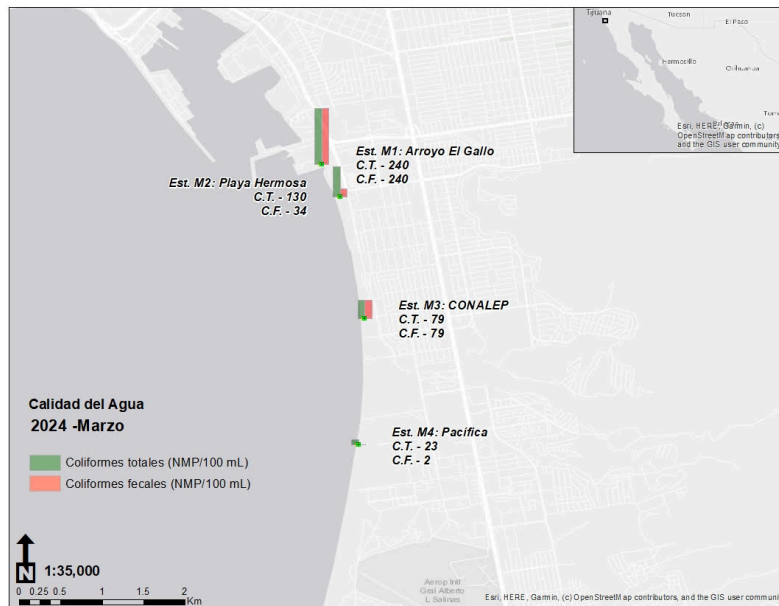


Figura 32. Distribución espacio-temporal de *Coliformes totales* y *Coliformes fecales* en el periodo 2024 del mes de enero en la Bahía de Todos Santos. Las barras rojas/verdes representan la NMP / 100 ml en cada estación de muestreo. Los mapas fueron generados a partir de capas del Sistema de Información Geográfica, se elaboraron con el programa ArcMap en una escala de 1:120, 000. La longitud de las barras no representa una escala normativa, sino una escala relativa diseñada para facilitar la comparación espacial entre estaciones.

8.6.2 FAN: distribución espacial de las abundancias de fitoplancton potencialmente nocivo en 2023-2024.

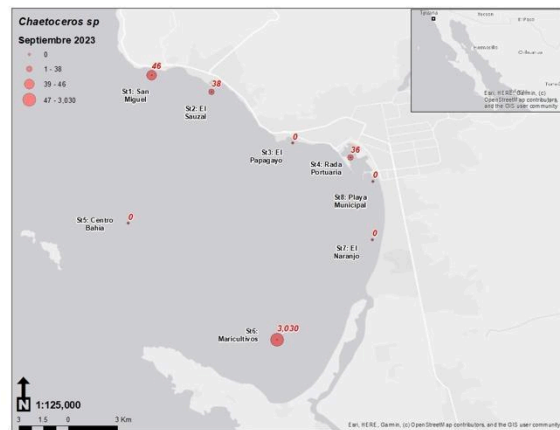
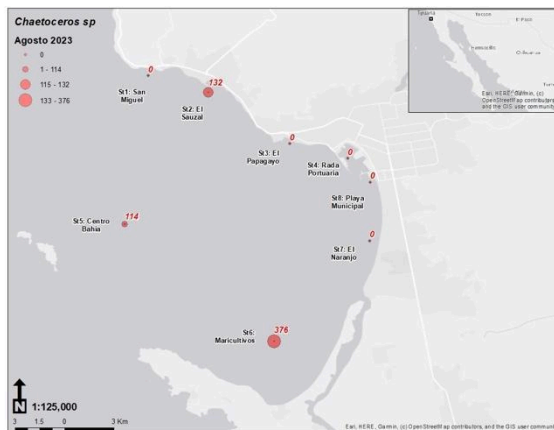
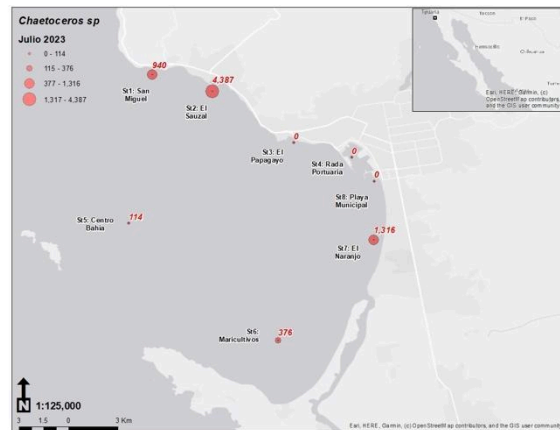
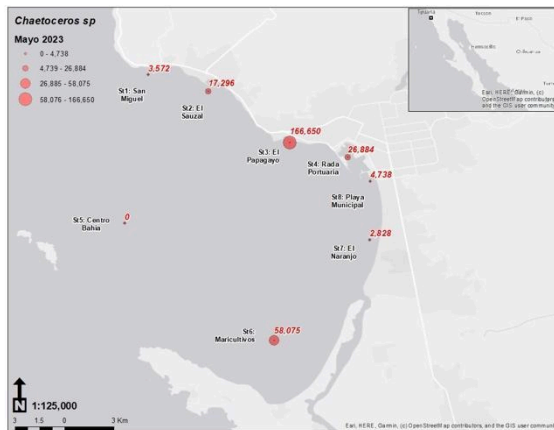
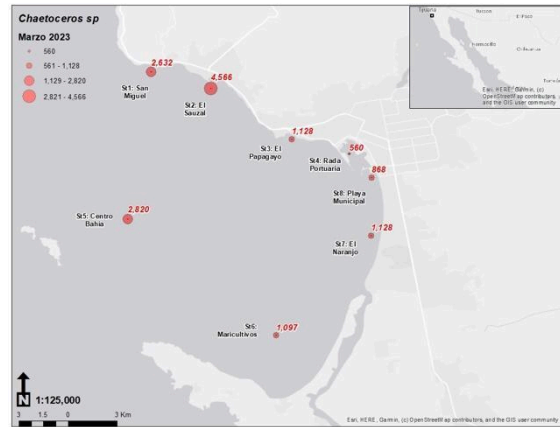
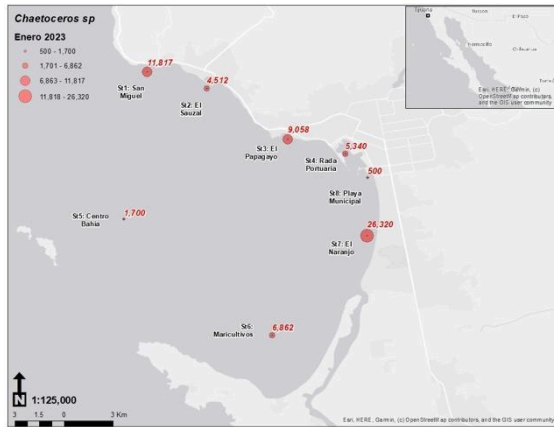
Los resultados de la distribución espacial y la abundancia del género de *Chaetoceros sp* con la implementación de un SIG. (Fig. 33) durante el mes de enero del 2023 demostraron que los valores más altos de abundancias absolutas (cel l^{-1}) se registraron en las siguientes estaciones: Estación 7, El Naranja con $26,320 \text{ cel l}^{-1}$, seguido de la estación 1 San Miguel con $11,817 \text{ cel} \cdot \text{l}^{-1}$ y la estación 6, zona de maricultivos con $6,862 \text{ cel} \cdot \text{l}^{-1}$. En comparación con estas estaciones, la estación 5 del Centro de la Bahía y El Papagayo (3) fueron las estaciones con bajas concentraciones. El mes de marzo de ese mismo año registró una

disminución en la abundancia de células, $<5000 \text{ (cel} \cdot \text{l}^{-1})$. Sin embargo, se documentó una proliferación durante el mes de mayo 2023, registrándose los valores más altos para ese mes en el centro y sur de la BTS, en la estación 3, El Papagayo con $166,650 \text{ cel} \cdot \text{l}^{-1}$ y en la estación 6, Zona de maricultivos ($58,075 \text{ cel} \cdot \text{l}^{-1}$). Sin embargo, la proliferación de la diatomea *Chaetoceros sp*, con los valores más altos identificados en el mes de enero 2024, en la estación 3 ($139,120 \text{ cel} \cdot \text{l}^{-1}$), mostrando una distribución más homogénea en las demás estaciones de muestreo.

Para el mes de marzo 2021 se observa que las mayores abundancias se registraron en la estación 8: Playa Municipal, con $10,767 \text{ cel} \cdot \text{l}^{-1}$, seguido de la estación 6, zona de maricultivos con $4,888 \text{ cel} \cdot \text{l}^{-1}$. En contraste, las estaciones con valores de abundancia muy bajos o nulos son las estaciones 1 y 4 (San Miguel y Rada portuaria, respectivamente). Se observa que para la Figura 34. *Pseudo-nitzchia sp*. Muestra floraciones durante los meses de marzo, mayo (2023) y enero (2024), con valores que oscilan entre $2,000 \text{ cel} \cdot \text{l}^{-1}$ a $1,496,48 \text{ cel} \cdot \text{l}^{-1}$ indicando alta variabilidad entre meses con un valor atípico de abundancia en mayo 2023 en Agosto ($362,933 \text{ cel} \cdot \text{l}^{-1}$) (Fig. 34). De acuerdo con la distribución espacio-temporal de *L. polyedra* (Fig. 35) se observa que los círculos rojos con mayor diámetro representan los mayores registros de abundancias en el mes de agosto ($303,933 \text{ cel} \cdot \text{l}^{-1}$) y septiembre del 2023 ($260,062 \text{ cel} \cdot \text{l}^{-1}$), aunque es una especie consistente durante todo el año.

La distribución espaciotemporal de *Prorocentrum sp.*, (Fig. 36) en todas las estaciones del mes de marzo del 2024 denota altas abundancias ($48,128 \text{ cel l}^{-1}$). En mayo, mayor abundancia se reportó en la estación 6 ($96,940 \text{ cel} \cdot \text{l}^{-1}$). Durante septiembre 2023 *Prorocentrum sp.*, mantuvo altas abundancias de fitoplancton en la estación de Playa Hermosa, comportamiento similar al de noviembre 2023. Asimismo, *Tripos sp.* presentó altas abundancias con incrementos recurrentes en marzo, mayo y noviembre del 2023 y marzo (2024), siendo las mayores abundancias que se registran, $76,760 \text{ cel} \cdot \text{l}^{-1}$ para el periodo de estudio (Fig. 37).

El análisis de las abundancia total de especies ($\text{cel} \cdot \text{l}^{-1}$) de fitoplancton sugiere que hay variaciones estacionales y eventos puntuales en donde mayo del 2023 y marzo del 2024 muestran los valores más altos, lo que puede deberse a condiciones favorables para el crecimiento de estas especies de fitoplancton, mientras que los meses de baja abundancia son enero a marzo, agosto y septiembre del 2023, lo que indica una posible disminución de las condiciones favorables para la reproducción del fitoplancton.



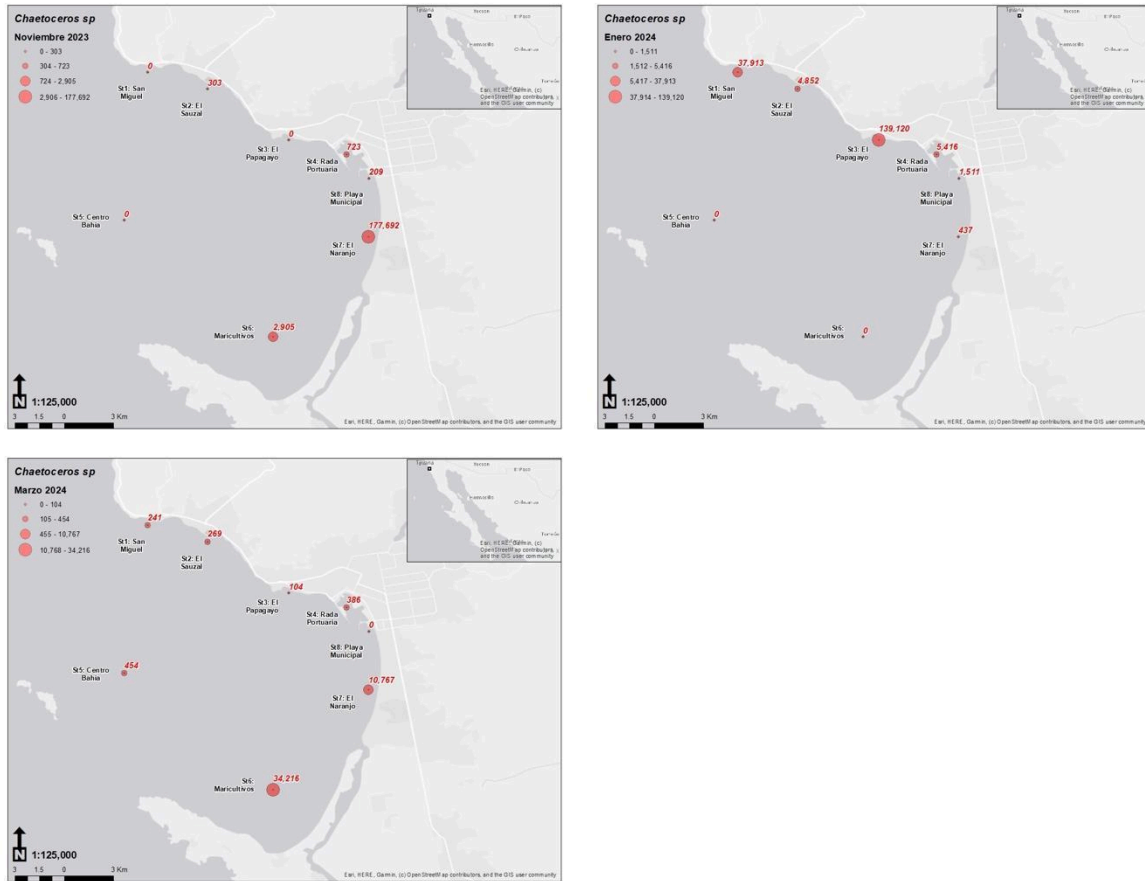
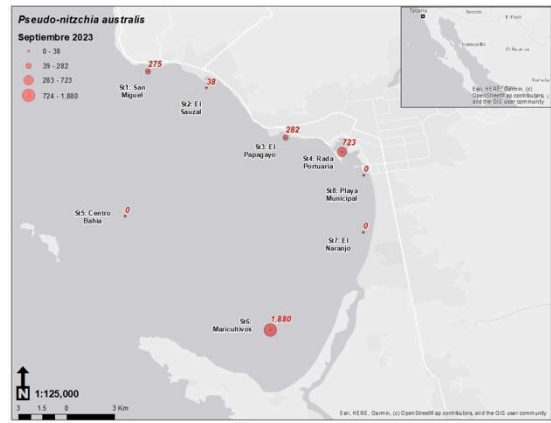
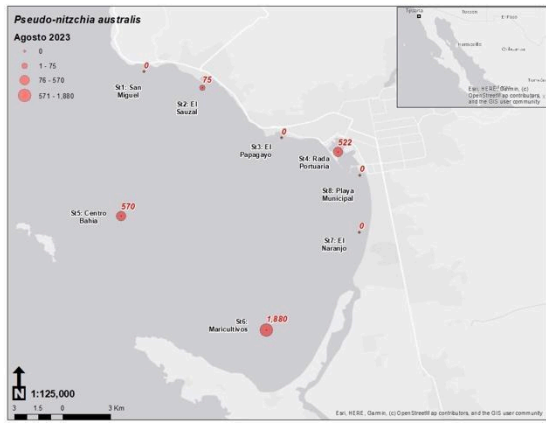
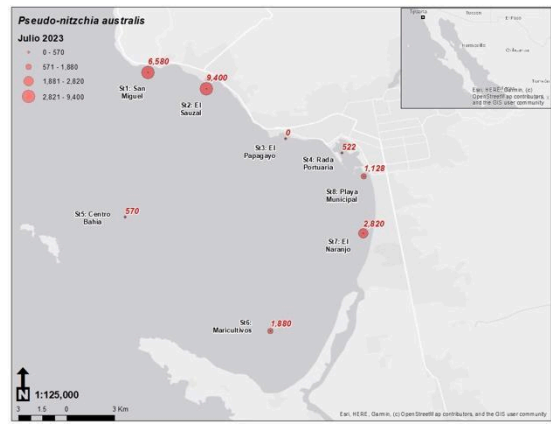
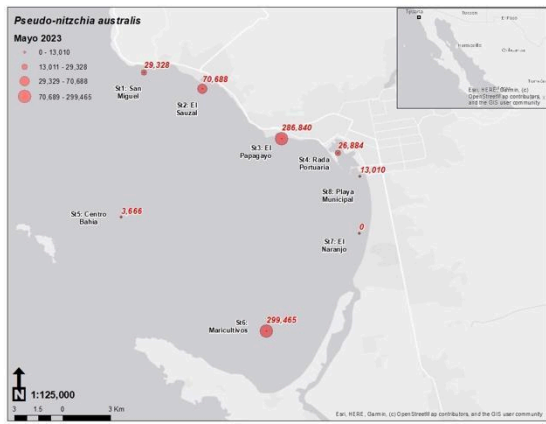
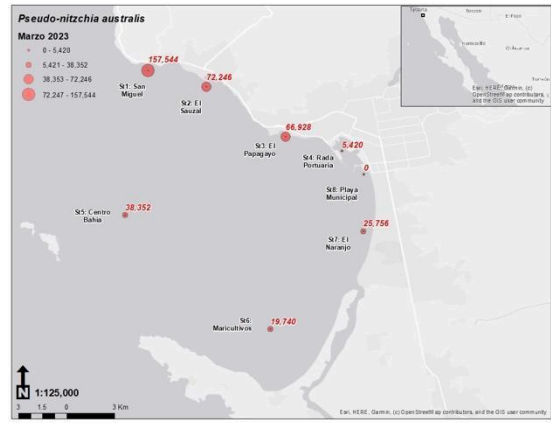
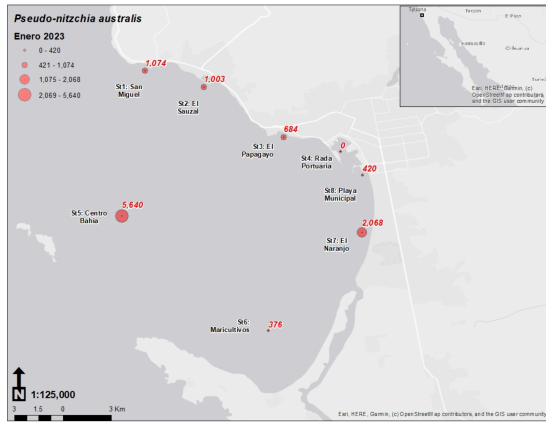


Figura 33. Distribución espaciotemporal de *Chaetoceros sp.* en la Bahía de Todos Santos durante el periodo de estudio 2023-2024. Los círculos rojos representan la abundancia absoluta ($\text{cel}\cdot\text{l}^{-1}$) en cada estación de muestreo. Los mapas fueron generados a partir de capas del Sistema de Información Geográfica, se elaboraron con el programa ArcMap en una escala de 1:120, 000.



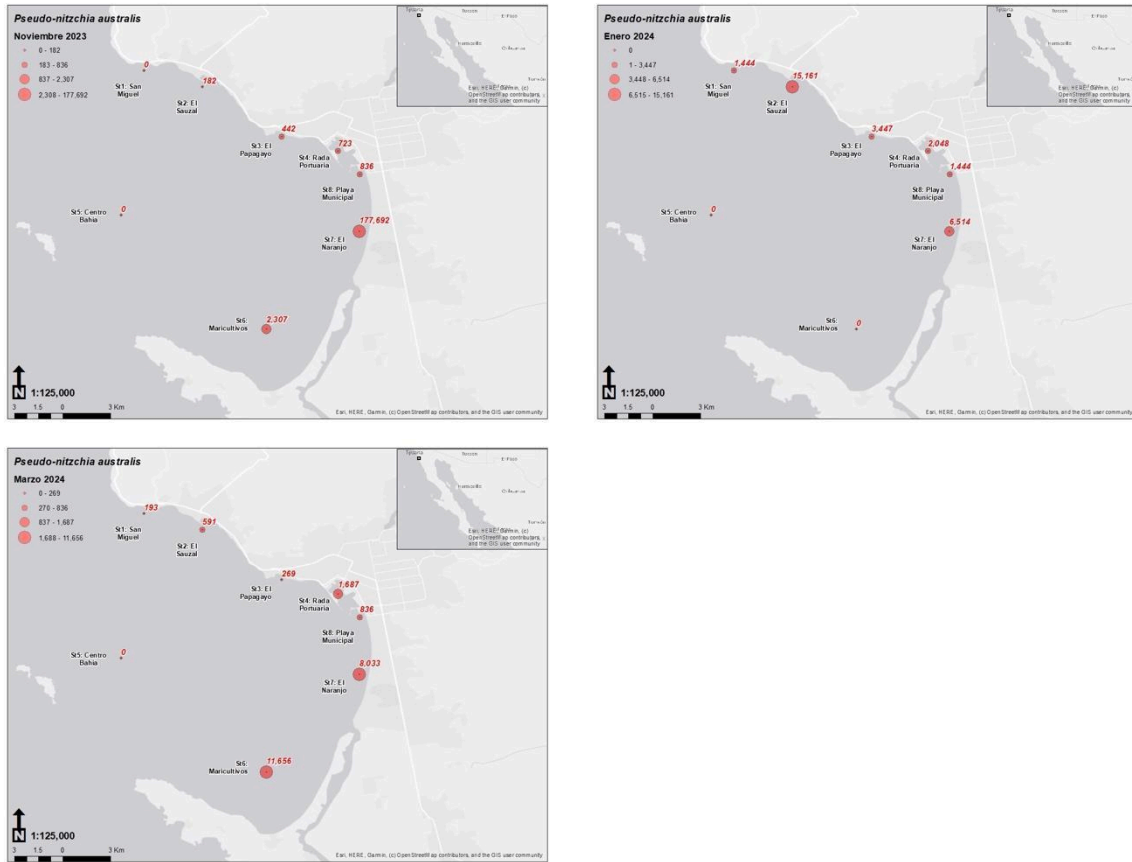
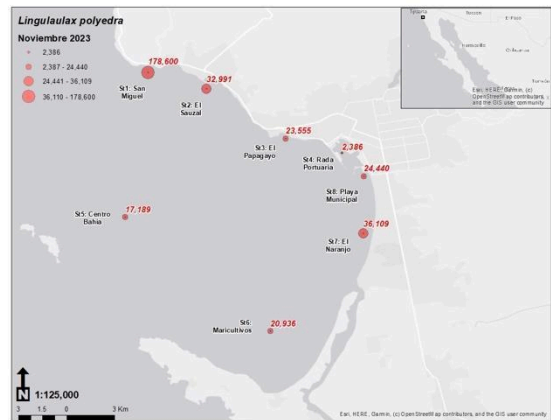
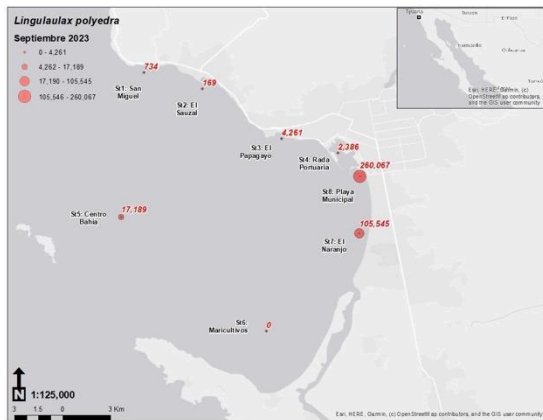
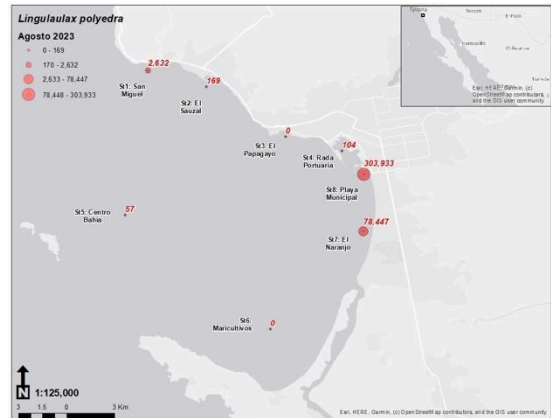
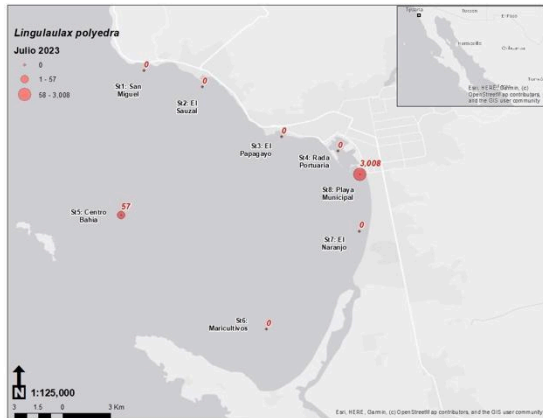
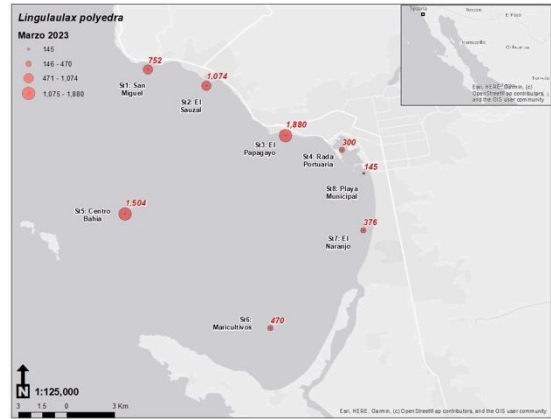
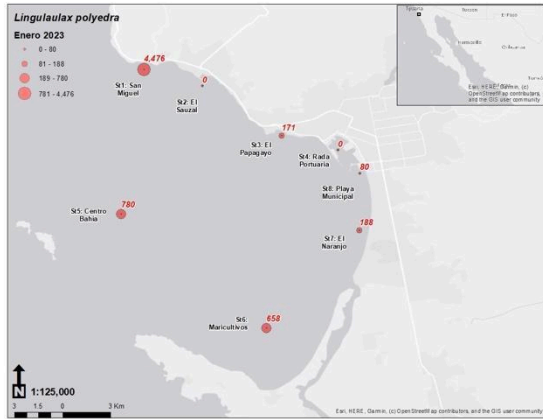


Figura 34. Distribución espaciotemporal de *Pseudo-nitzschia australis* en la Bahía de Todos Santos durante el periodo de estudio 2023-2024. Los círculos rojos representan la abundancia absoluta ($\text{cel} \cdot \text{l}^{-1}$) en cada estación de muestreo. Los mapas fueron generados a partir de capas del Sistema de Información Geográfica, se elaboraron con el programa ArcMap en una escala de 1:120, 000.



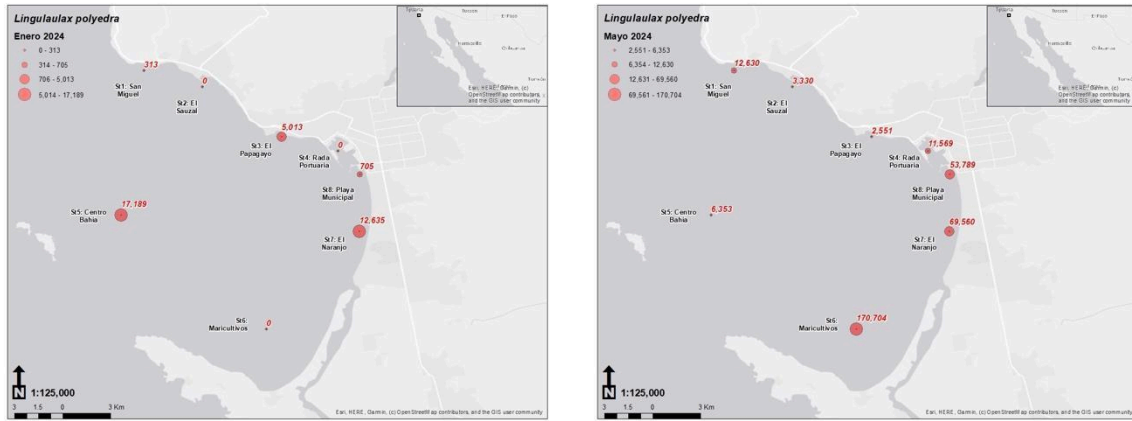
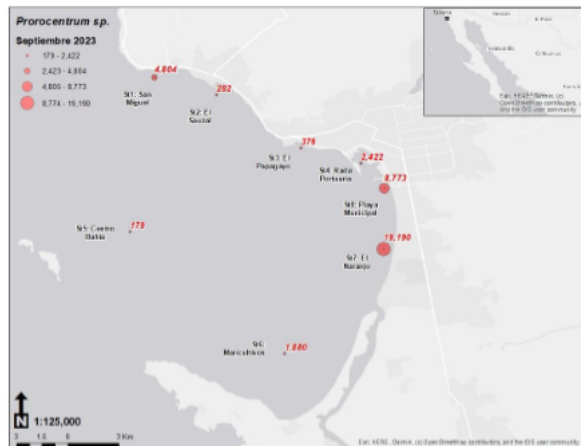
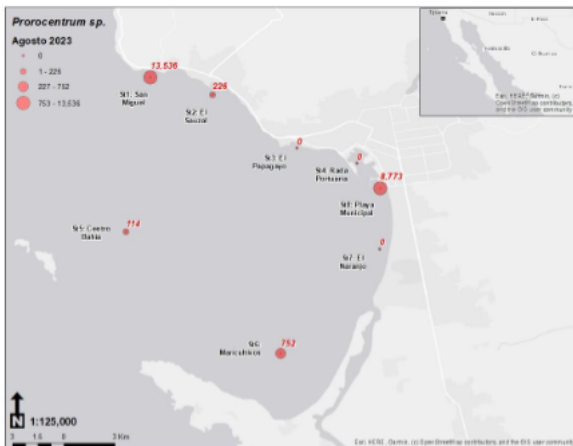
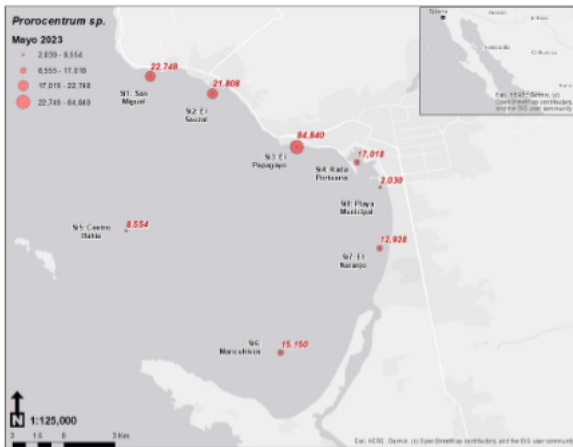
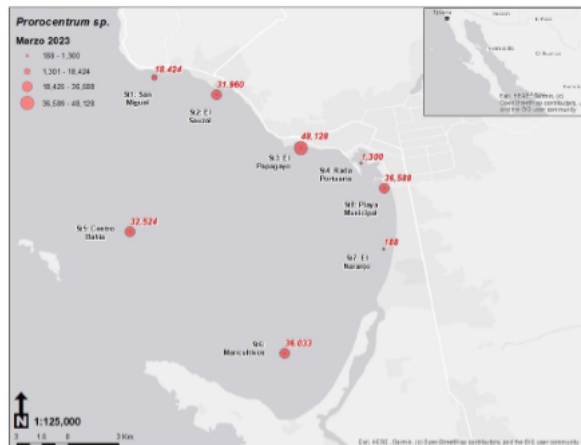
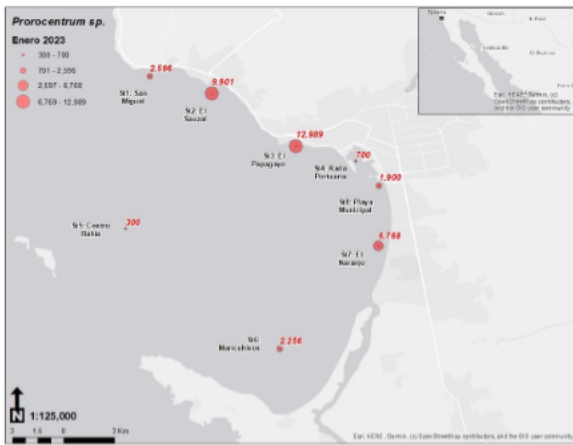


Figura 35. Distribución espaciotemporal de *Lingulaulax polyedra* en la Bahía de Todos Santos durante el periodo de estudio 2023-2024. Los círculos rojos representan la abundancia absoluta (cel·l⁻¹) en cada estación de muestreo. Los mapas fueron generados a partir de capas del Sistema de Información Geográfica, se elaboraron con el programa ArcMap en una escala de 1:120, 000.



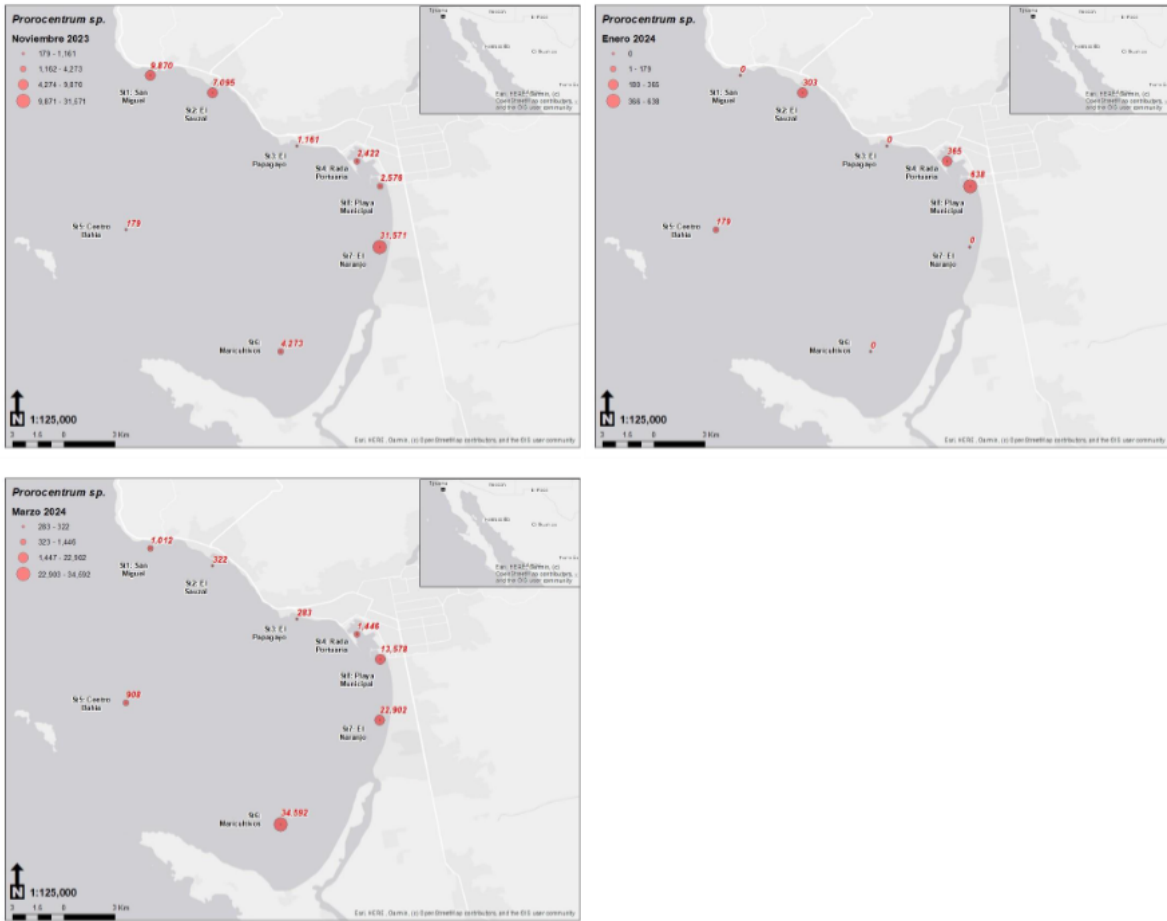
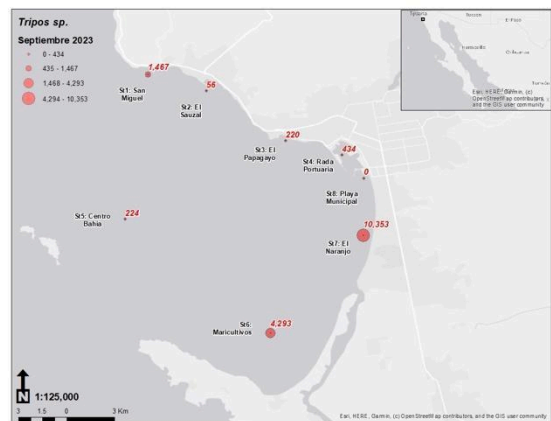
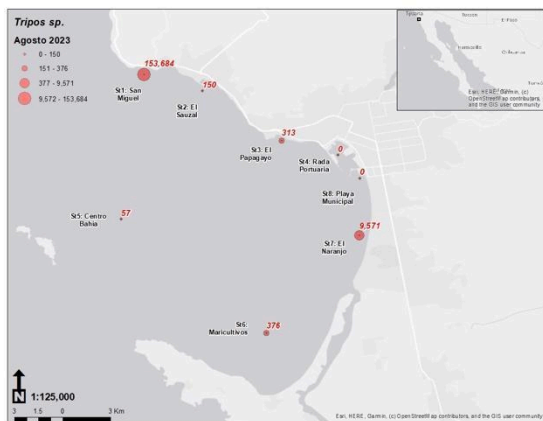
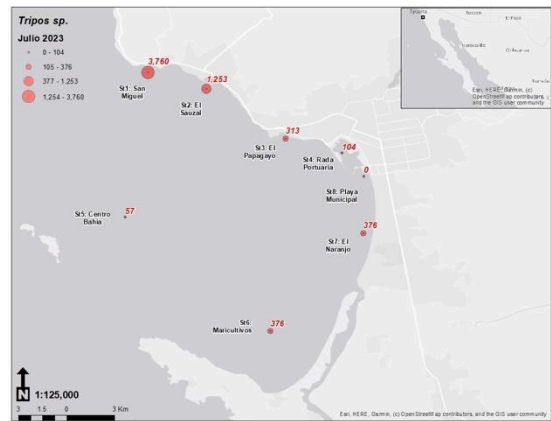
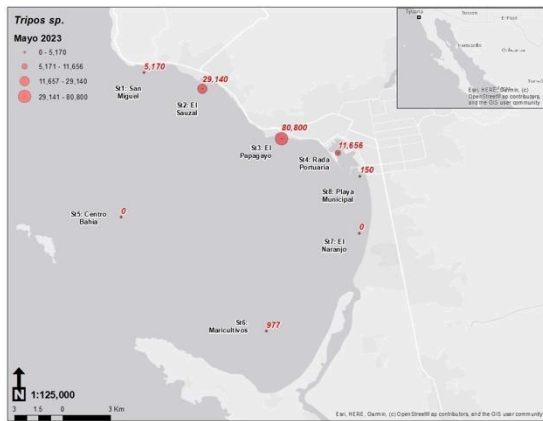
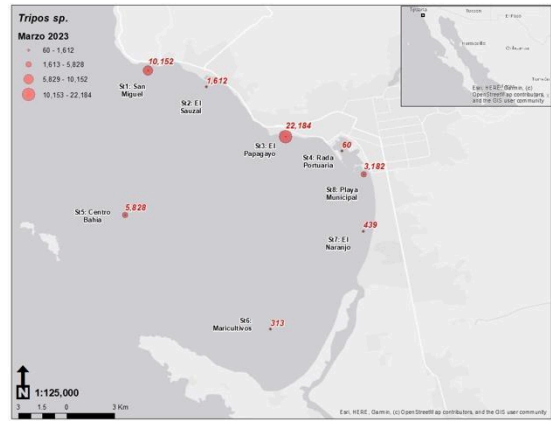
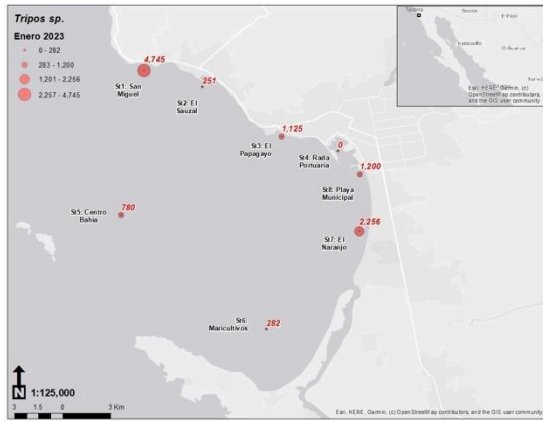


Figura 36. Distribución espaciotemporal de *Prorocentrum sp.* en los meses de enero a septiembre del 2023 en la Bahía de Todos Santos. Los círculos rojos representan la abundancia absoluta ($\text{cel} \cdot \text{l}^{-1}$) en cada estación de muestreo. Los mapas fueron generados a partir de capas del Sistema de Información Geográfica, se elaboraron con el programa ArcMap en una escala de 1:120, 000.



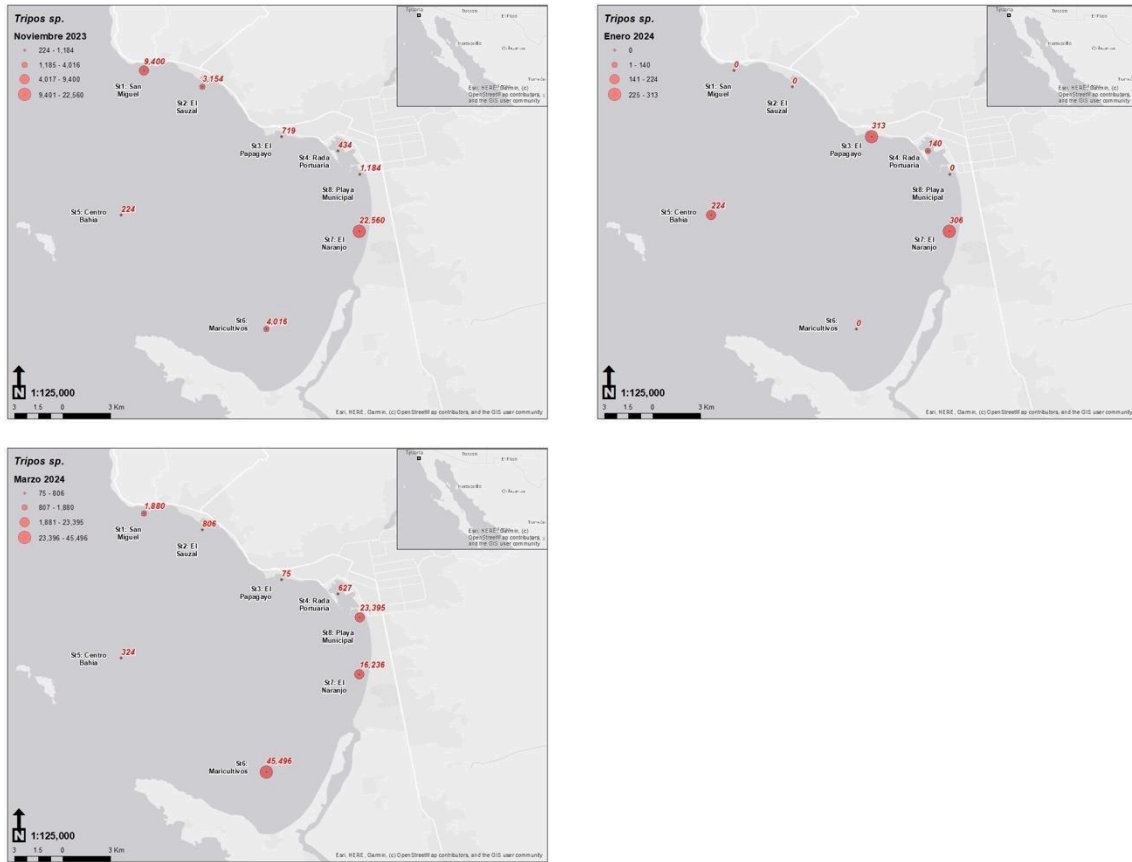


Figura 37. Distribución espaciotemporal de *Tripes sp.* en los meses de enero a septiembre del 2023 en la Bahía de Todos Santos. Los círculos rojos representan la abundancia absoluta ($\text{cel} \cdot \text{l}^{-1}$) en cada estación de muestreo. Los mapas fueron generados a partir de capas del Sistema de Información Geográfica, se elaboraron con el programa ArcMap en una escala de 1:120, 000.

9 DISCUSIONES

9.1 Descripción de la calidad del agua de acuerdo con el análisis de coliformes totales, coliformes fecales, y medición de la demanda bioquímica de oxígeno para los periodos de estudio 2020-2024.

La característica principal del periodo 2020-2021, es que la estación de Arroyo El Gallo registró densidades bacterianas promedio de coliformes fecales superiores a LMP de 1,000 NMP/100. (ver Fig. 5). Este deterioro en la calidad del agua se atribuyó a problemas operativos en la PTAR “El Gallo”, situación que culminó en un incremento de la carga orgánica biodegradable, y, en la concentración de bacterias coliformes. La estación de muestreo Arroyo El Gallo, fue la más representativa para este periodo de estudio debido a que presentó mayor densidad bacteriana para CT y CF superando los límites permisibles establecidos en la norma mexicana (1000 NMP /100 ml), con valores altos de 1×10^2 y 1×10^3 NMP/100 ml. Estudios previos, como el de Tanahara, *et al.* 2022 relacionan los valores más altos de coliformes totales con el efluente de la PTAR “El Gallo” entre 2013-2014, concluyeron en que los coliformes totales obtenidos en la Bahía fueron variables a lo largo de la costa de la BTS, oscilando entre <3 y 1011 NMP/100 ml debido a aportes de aguas residuales desde distintos puntos de la costa hacia el océano.

Tras el cierre de la PTAR “El Gallo” que coincide con el periodo de estudio 2023-2024, se esperaba que el deterioro de la calidad del agua fuera evidenciado a través de valores altos de materia orgánica biodegradable y en la densidad de bacterias coliformes durante periodos posteriores. Sin embargo, se observó una disminución en la materia orgánica y una disminución en la densidad bacteriana para la zona costera estudiada en todas las estaciones

de muestreo con respecto al periodo 2020-2021. Cabe destacar que, la estación que siempre reflejó valores más altos en comparación con las demás estaciones fue la estación de Arroyo El Gallo (descarga de la PTAR “El Gallo”). Lo anterior concuerda con los antecedentes propuestos por Orozco-Borbón, *et al.*, 2006 quienes identificaron que los sitios de muestreo cercanos a las descargas de aguas residuales presentan niveles elevados de bacterias coliformes, lo cual compromete la calidad microbiológica del agua para su uso recreativo.

Este patrón sugiere que la PTAR “El Gallo” no estaba operando de forma adecuada durante el año 2020 y el 2021, lo que generó una fuente de contaminación sobre el ecosistema costero. Esta situación fue documentada por medios locales, quienes señalaron problemas operativos crónicos, incluyendo la falta de mantenimiento correctivo y preventivo (Radar BC, 2022), colapsos estructurales en etapas del tratamiento (Zeta Tijuana, 2022) y sobrecarga del sistema de tratamiento (El Vigía, 2023). En octubre del 2020 se reportó una rehabilitación parcial de la PTAR El Gallo (El Vigía, 2020; CESPE) como parte del proceso de atender a las observaciones emitidas por la CONAGUA. Sin embargo, en el año 2021 se detectó el vertimiento de aguas crudas, que llevó a la autoridad local al cierre de playa Hermosa (García, J. 2021). Los datos muestran que las densidades bacterianas de coliformes elevadas justificaron la crisis de saneamiento que culminó en el cierre de la planta en 2021.

La disminución en densidades bacterianas a partir del 2022 coincidió en ese año con los proyectos de la “aparente rehabilitación” resultante del compromiso realizado por CESPE.

Según el director de la CESPE, la planta operaba bajo la normatividad (Infobaja, 2022). Sin embargo, Flores, 2023 documentó mediante una nota periodística que, a partir de los muestreos que se realizaron en el año 2023, se encontró que, en febrero de ese año, el Arroyo San Carlos se encontró 10 veces más contaminado que Playa Hermosa en el 2021, debido a problemas operativos de PTAR “El Gallo” y “El Naranjo”, sistemas que fueron interconectados y cuyo efluente descargó a partir de ese año (2023) en el sitio Ramsar: Arroyo San Carlos, generando emergencia ecológica y sanitaria (Sánchez, G. 2023). Indicando que, aparentemente Playa Hermosa presentó niveles dentro de la normatividad en el periodo de la reparación de PTAR El Gallo, debido a que no recibía descargas del efluente (Flores, 2022).

Aunque se observó una mejora general en la calidad del agua de la Bahía de Todos Santos (BTS) entre los periodos comparados, la presencia de valores atípicos en 2024 sugiere que persistieron aportes puntuales de contaminación en el sector costero adyacente al Arroyo El Gallo. En este contexto, Flores (2022) reportó que, para 2023, Playa Hermosa ya no recibía la descarga de la PTAR El Gallo. Por lo tanto, es pertinente considerar la contribución de otras fuentes puntuales dentro de la bahía, potencialmente asociadas a fallas operativas en las PTAR El Sauzal y El Noroeste, cuyos efluentes descargan en arroyos ubicados al norte (zona de El Sauzal) y en el sector central de la bahía (Rada Portuaria). Estos aportes, al incorporarse al sistema costero, podrían dispersarse siguiendo los patrones locales de circulación, favoreciendo su transporte hacia zonas receptoras como el entorno del Arroyo El Gallo.

Intrínsecamente, los promedios elevados de CT y CF son el resultado de años de omisiones administrativas, y no solo un fallo operacional momentáneo. La mala gestión y la falta de coordinación institucional en la ciudad de Ensenada limita la efectividad de las operaciones de los sistemas de saneamiento y con ello la presencia continua de descargas de contaminantes, tal como fue referido por Basabe (2022).

En el presente estudio, aunque los valores de coliformes totales (CT) fueron elevados, los coliformes fecales (CF) se mantuvieron por debajo de los valores de CT, lo cual representa un buen resultado en términos de contaminación fecal y riesgo inmediato a la salud pública. En este punto, es importante distinguir que los CT, si bien no están considerados en la norma para el límite permisible de contaminantes fecales, pueden reflejar la presencia de otros organismos patógenos o condiciones ambientales que favorecen su proliferación, por lo que son un indicador complementario para evaluar la calidad del agua. Según el estudio realizado por Chen, *et al.* 2023, en la planta de tratamiento de aguas residuales de Wuhu (China), los coliformes fecales y coliformes totales son indicadores de efectividad en las fases finales del proceso de tratamiento de aguas residuales, es por ello que, el monitoreo simultáneo de CT y CF ofrece un mejor panorama de la calidad del agua y del impacto ambiental de una descarga, debido a que indican la remoción significativa bacterias en las etapas finales del tratamiento ya que se ha reportado que los CT representan una carga bacteriana general en el proceso, mientras que los CF son indicadores específicos de contaminación fecal reciente y directa que representa ciertos riesgos para la salud pública.

En conjunto, los datos sugieren que la gestión adecuada de la infraestructura sanitaria urbana tiene un impacto directo sobre la calidad del agua en las zonas costeras, sin embargo, los valores atípicos persistentes reflejan la fragilidad del sistema ante fuentes no controladas o factores externos puntuales atenuados. El objetivo de las Plantas de Tratamiento es eliminar la mayor parte de contaminantes, de acuerdo con la normativa, de modo que no represente ningún peligro para el ecosistema local. El buen rendimiento y la correcta operación de los sistemas de tratamiento, además de la continuidad operativa y el control de infraestructura sanitaria contribuyen en gran parte, a reducir la carga del efluente, para que el agua regrese segura al medio natural. (Mendoza-Espinosa y Rojas-Remis 2014; Basabe, 2022; Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua, 2019)

9.2 Variación temporal de coliformes y precipitación (2020-2024)

Para comprender mejor la calidad del agua en la Bahía de Todos Santos (BTS), es necesario comprender la condición crítica de las bacterias coliformes durante el año 2020 a 2021, ya que establecen una referencia de una problemática crónica de contaminación bacteriana en la BTS. La persistencia de concentraciones de coliformes totales y fecales (10, 000 NMP/100) señala un problema funcional y de infraestructura sanitaria. La presencia de valores altos de coliformes fecales durante los meses de marzo-abril sugiere una fuente constante de contaminación.

El año 2020 representó un año atípico no solo por las continuas fallas estructurales presentes en las PTAR sino también por las condiciones anómalas en la calidad de agua de mar (El Vigía, 2020), como aspecto complementario, el análisis de relación entre precipitación y las densidades de coliformes muestran que en julio y octubre del 2020 la escorrentía pluvial movilizó los contaminantes acumulados en la BTS, lo que se sustenta con lo descrito por Tanahara-Romero, 1996, quien señala que las lluvias intensas ocasionaron un incremento en el flujo del arroyo El Gallo hacia la BTS, observando un incremento en las concentraciones de bacterias por efecto del arrastre de lluvias.

Durante el periodo 2023–2024 se registró una disminución general en las concentraciones de coliformes totales y fecales en las estaciones de monitoreo, lo que sugiere una mejora relativa en la eficiencia operativa de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en Ensenada. Esta reducción ocurre en un contexto posterior a la crisis registrada en 2021, año en el que se produjo el cierre temporal de la PTAR El Gallo por fallas operativas, y no se asocia a cambios en el régimen regulatorio, el cual permaneció sin modificaciones durante el periodo de estudio.

No obstante, a pesar de la tendencia general a la disminución observada en 2023 y 2024, se mantuvieron picos elevados de coliformes durante eventos de lluvia, lo que evidencia incumplimientos recurrentes a la normativa mexicana asociados a deficiencias operativas en las PTAR y a la persistente vulnerabilidad del cuerpo receptor. En este sentido, el sistema Arroyo El Gallo–Bahía de Todos Santos continúa siendo afectado no solo por la descarga de la PTAR El Gallo, sino también por aportes adicionales provenientes de otras

fuentes de contaminación, como fallas estructurales en las PTAR El Sauzal y Noroeste documentadas en 2023, así como vertimientos puntuales o clandestinos en zonas urbanas e industriales adyacentes, incluyendo El Sauzal y la Rada Portuaria. Estos aportes contribuyen a la carga bacteriana acumulada en el lecho del arroyo y limitan la recuperación sostenida de la calidad del agua, aun cuando se observe una disminución parcial en las descargas provenientes de El Gallo.

Este resultado contradictorio, puede explicarse por un efecto de dilución derivado de precipitaciones intensas que coincidieron con varios de los muestreos. Esto sugiere que la concentración bacteriana pudo haberse reducido. Sin embargo, la relación entre precipitación y contaminación fecal en ambientes costeros es compleja y depende tanto de la magnitud del evento como de las características del entorno que controlan la prevalencia bacteriana como el pH, salinidad y temperatura. En este trabajo no se observó una relación directa entre lluvia y coliformes (Figura 10), lo que sugiere la coexistencia de dos regímenes: incrementos asociados al arrastre superficial en lluvias bajas–moderadas (Mallin *et al.*, 2001; Dwight *et al.*, 2011; Manini *et al.*, 2022) y disminuciones por dilución durante eventos extremos (Aguilera *et al.*, 2019).

Diversos estudios han señalado que la urbanización y las prácticas agrícolas intensivas amplifican los efectos de la lluvia sobre los indicadores fecales debido a las escorrentías de todo tipo de sustancias y contaminantes hacia zonas costeras (Mallin *et al.*, 2007; Dwight *et al.*, 2011). En el Adriático, se ha demostrado que los incrementos de *E. coli* y enterococos tras lluvias intensas se relacionan estrechamente con descargas urbanas y se acompañan de

un aumento en amonio, lo que constituye un indicador útil de riesgo (Manini *et al.*, 2022). A mayor escala, para California se ha documentado que los eventos extremos, en particular los asociados a ríos, explican la mayoría de los pulsos de contaminación (Aguilera *et al.*, 2019). Este aspecto cobra relevancia en el contexto del cambio climático y en el aumento en la frecuencia de precipitaciones intensas. En California, los eventos de precipitación extrema generan grandes cantidades de lluvia en periodos cortos, lo cual aumenta las escorrentías. Estas a su vez, arrastran contaminantes fecales acumulados en superficies impermeables (como lo son el asfalto) y fuentes de contaminación urbana tales como fugas de aguas residuales (Aguilera *et al.*, 2019). Esto a su vez, genera un fenómeno relevante en el contexto de cambio climático, porque con el paso del tiempo se espera que la frecuencia e intensidad de eventos extremos de precipitación aumente. Este tipo de fenómenos tiene implicaciones en la calidad del agua y consecuentemente en la salud pública. Sin embargo, este mismo estudio muestra que existe una asociación entre precipitación y contaminación fecal. Se documentó que el 75% de los aumentos de contaminación del agua se atribuyó a eventos de precipitación extrema, siendo el Sur de California, la zona con mayor asociación entre precipitación y contaminación fecal.

En conjunto, estos hallazgos muestran que la contaminación fecal en ambientes costeros no responde necesariamente de manera directa la precipitación, sino que refleja la interacción de múltiples fuentes y condiciones ambientales. Además, resaltan que, sin una adecuada operación de las PTAR, los eventos de lluvia pueden incrementar el riesgo de desbordes y descargas directas hacia los ecosistemas costeros. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), los análisis de coliformes totales (CT) y coliformes fecales (CF) constituyen

indicadores confiables y sensibles para evaluar la eficiencia de los sistemas de tratamiento de aguas residuales. En este contexto, el cierre temporal de la PTAR El Gallo en 2021 se asoció con un deterioro local de la calidad del agua, generando condiciones propicias para la proliferación de especies fitoplanctónicas oportunistas. Posteriormente, las labores de reparación y mantenimiento realizadas durante 2022 contribuyeron a una reducción progresiva de la carga orgánica vertida al sistema, como se describe en el siguiente apartado.

9.3 Florecimientos algales nocivos en el periodo de estudio 2020-2024

2020-2021

El periodo 2020–2021 se considera un punto de referencia para evaluar la dinámica de la comunidad fitoplanctónica asociada a la ocurrencia de florecimientos algales nocivos (FAN) en la Bahía de Todos Santos (BTS), así como de sus posibles impactos en los ecosistemas costeros y en la transferencia de biomasa y toxinas a distintos niveles tróficos (Reyes-Salinas, 2023). Durante este periodo, las variaciones observadas en la estructura del ecosistema marino costero pueden atribuirse a la interacción de múltiples factores, entre los que destacan cambios en las condiciones hidrográficas asociados a la precipitación y a la temperatura ambiental, así como presiones antropogénicas vinculadas a descargas de aguas residuales, cambios en el uso de suelo y deficiencias en la operación de plantas de tratamiento de aguas residuales (Mudge et al., 2024).

Los resultados muestran una marcada variación temporal en la abundancia total del fitoplancton entre 2020 y 2021, con máximos registrados en marzo de 2021. Este patrón

puede asociarse a factores ambientales estacionales, como el incremento progresivo de la temperatura, la irradiancia y la intensificación de procesos de surgencia costera que suelen ocurrir a finales del invierno e inicios de la primavera (Ruiz-de la Torre, 2013). En este contexto, la calidad del agua adquiere relevancia como un forzante antropogénico que puede potenciar la ocurrencia de FAN, dado que el vertimiento de aguas residuales sin tratamiento constituye uno de los principales mecanismos de eutrofización en ecosistemas costeros (Mallin et al., 2007). Estas condiciones favorecen el crecimiento de especies oportunistas, las cuales pueden generar FAN tanto por acumulación de biomasa como por la producción de toxinas, aunque no todos los eventos estén necesariamente asociados a toxicidad (Berdalet et al., 2015).

La ausencia de diferencias espaciales marcadas entre estaciones durante este periodo sugiere una estructura relativamente homogénea de la comunidad fitoplanctónica en términos de abundancia total, posiblemente como resultado de procesos de mezcla hidrodinámica y de la influencia de una masa de agua común sobre el sistema (Durazo et al., 2022). Estudios previos han documentado que los procesos de mezcla y circulación desempeñan un papel fundamental en la iniciación y desarrollo de FAN, al promover respuestas rápidas de las comunidades fitoplanctónicas frente a condiciones ambientales similares a escala de la bahía (Pérez-Morga, 2004; Tanahara et al., 2021; Mudge et al., 2025). No obstante, estos resultados resaltan la importancia de analizar la composición taxonómica específica de la comunidad para una interpretación más completa de la dinámica de los FAN.

Periodo 2023-2024

Durante el periodo 2023–2024 se observó una mayor dominancia de dinoflagelados en la formación de FAN, lo cual puede asociarse a eventos físicos como la estratificación de la columna de agua, su rompimiento por tormentas o a cambios en la temperatura y disponibilidad de nutrientes, factores clave en la sucesión de especies fitoplanctónicas (Pérez-Olmedo, 2017; Ruiz-de la Torre, 2013). Estas condiciones modulan la composición de la comunidad fitoplanctónica y favorecen la persistencia de ciertos grupos funcionales.

Las características hidrográficas de la BTS, sujetas a forzantes meteorológicos estacionales y locales, favorecen la coexistencia y persistencia tanto de diatomeas como de dinoflagelados, no únicamente por efectos físicos, sino también por cambios asociados a la calidad del agua (Berdalet et al., 2015). La retención de masas de agua dentro de la bahía, vinculada a la dinámica local de circulación, puede alterar las condiciones químicas del sistema y, con ello, la ecología fitoplanctónica (Cloern et al., 2014). Este escenario se reflejó en la presencia recurrente de géneros como *Chaetoceros*, *Pseudo-nitzschia*, *Tripos* y *Prorocentrum* (Pérez-Olmedo, 2017).

Particularmente, la dominancia de *Lingulodinium polyedra* y *Prorocentrum* spp. durante este periodo puede atribuirse a su capacidad de desplazamiento vertical en condiciones de estratificación, así como a estrategias nutricionales eficientes que les confieren ventajas competitivas frente a otros grupos (Peña-Manjarrez, 2008). De manera similar, *Tripos* spp. (antes *Ceratium*) mostró una presencia consistente, concordante con su reconocida

adaptabilidad en ambientes marinos templados del Pacífico mexicano (Meave-Del Castillo & Zamudio-Reséndiz, 2018).

9.4 Distribución espacio-temporal y abundancia de especies formadoras de FAN en la Bahía de Todos Santos (2023–2024)

Durante el periodo 2023–2024 se identificaron cinco especies formadoras de florecimientos algales nocivos (FAN), de las cuales los dinoflagelados mostraron una mayor persistencia temporal en comparación con las diatomeas, que presentaron incrementos de abundancia más episódicos. Este patrón sugiere diferencias funcionales en la respuesta de ambos grupos frente a las condiciones ambientales y oceanográficas predominantes en la Bahía de Todos Santos.

Los dinoflagelados presentaron distribuciones más homogéneas y sostenidas a lo largo del periodo de estudio, lo cual puede atribuirse a su capacidad de ajustar su comportamiento fisiológico y vertical en respuesta a la disponibilidad de luz, nutrientes y a la presencia de sustancias químicas en la columna de agua, así como a su habilidad para mantener floraciones superficiales persistentes (Ruiz-de la Torre et al., 2013). En contraste, las diatomeas mostraron una menor representatividad durante los episodios de FAN, lo que coincide con estudios previos que indican que sus proliferaciones suelen ser más puntuales y asociadas a periodos específicos, principalmente durante la primavera y el verano (Peña-Manjarrez, 2008).

Las variaciones estacionales observadas en la abundancia total de las especies nocivas, con máximos registrados en mayo de 2023 y marzo de 2024, sugieren la ocurrencia de

condiciones favorables para el crecimiento fitoplanctónico, tales como una mayor disponibilidad de nutrientes y estabilidad parcial de la columna de agua. Por el contrario, los periodos de menor abundancia, registrados en enero a marzo, agosto y septiembre de 2023, se asocian con condiciones menos favorables, como procesos de mezcla vertical, ausencia de estratificación y menor disponibilidad de nutrientes (Ruiz-de la Torre et al., 2013).

Diversos estudios han documentado que la calidad del agua y su variabilidad estacional influyen en la estructura y composición de la comunidad fitoplanctónica, tanto en sistemas eutróficos como en aquellos afectados por contaminación antropogénica (Zhaoshi et al., 2023; Frieder et al., 2024). En este contexto, algunas especies y géneros pueden funcionar como indicadores ecológicos. Por ejemplo, *Chaetoceros* spp. se ha asociado a incrementos en la disponibilidad de nutrientes de origen antropogénico (Helleren, 2015), mientras que *Prorocentrum* spp. y *Triplos* spp. han sido reconocidos como bioindicadores de cambios ambientales en sistemas costeros (Huang, 2024).

La variabilidad temporal observada en *Pseudo-nitzschia* spp., particularmente durante los primeros meses de muestreo de 2021, coincide con periodos de surgencia previamente documentados para la BTS, los cuales favorecen la entrada de aguas ricas en nutrientes y el incremento de la productividad primaria (Durazo et al., 2024). No obstante, la persistencia de los FAN también depende de la estabilidad vertical de la columna de agua, ya que la estratificación permite que los nutrientes introducidos por las surgencias sean aprovechados eficientemente por el fitoplancton (Ruiz-de la Torre et al., 2013).

De manera similar, *Lingulodinium polyedra* mostró una dinámica poblacional puntual, con eventos de proliferación asociados a tendencias estacionales y a condiciones hidrográficas favorables, como la disponibilidad de nutrientes y cambios en la estabilidad de la columna de agua (Ruiz-de la Torre et al., 2012; Durazo et al., 2021). Por su parte, *Triplos* spp. presentó una menor variabilidad temporal y distribuciones más consistentes, lo cual concuerda con su alta adaptabilidad a ambientes marinos variables y su amplia distribución en el Pacífico mexicano (Meave-Del Castillo & Zamudio-Reséndiz, 2018; Quintana-Manotas, 2021).

En conjunto, estos resultados confirman que la Bahía de Todos Santos es un sistema con florecimientos algales recurrentes, estrechamente asociados a la disponibilidad de nutrientes y a periodos de estabilidad meteorológica, particularmente entre mayo y septiembre, que favorecen la acumulación y el aprovechamiento de nutrientes en la columna de agua (Peña-Manjarrez et al., 2001). Adicionalmente, procesos locales como las lluvias de otoño e invierno y la escorrentía asociada a eventos de mezcla contribuyen de manera importante a la variabilidad temporal y estacional de la comunidad fitoplanctónica en la BTS (González et al., 2025).

9.5 Relación entre especies formadoras de FAN y calidad de agua.

Los resultados del presente estudio sugieren que la calidad del agua marina costera de la Bahía de Todos Santos (BTS), particularmente en términos de carga orgánica (DBO5) y contaminación fecal (coliformes totales y fecales), puede asociarse con cambios en la estructura y composición de la comunidad fitoplanctónica, incluyendo especies con potencial nocivo. Estos indicadores reflejan, en buena medida, la influencia de descargas de aguas residuales de origen urbano hacia la zona costera y cuerpos receptores adyacentes, por lo que su variabilidad constituye un marco útil para explorar patrones ambientales compatibles con condiciones de eutrofización (Anderson et al., 2002; Kudela et al., 2010; Tanahara et al., 2021).

En particular, la mayor presencia relativa de *Pseudo-nitzschia* spp. bajo escenarios con valores elevados de DBO5 y coliformes es consistente con evidencia previa que vincula la proliferación de este género con condiciones de enriquecimiento de nutrientes, especialmente en sistemas de surgencia donde los pulsos de nutrientes y la estabilidad de la columna de agua modulan la ocurrencia de eventos nocivos (Kudela et al., 2010; Ruiz-de la Torre et al., 2013; Bates et al., 2018). De manera complementaria, la dominancia o incremento de ciertos grupos oportunistas, como diatomeas, puede ser coherente con escenarios de fertilización por nutrientes y materia orgánica, particularmente cuando coexisten procesos naturales (surgencia/mezcla) con presiones antropogénicas (Anderson et al., 2002; Kudela et al., 2010).

En contraste, la disminución de algunas especies formadoras de FAN bajo condiciones de mayor deterioro de la calidad del agua puede interpretarse como una posible inhibición asociada a cambios fisicoquímicos del ambiente (por ejemplo, mayor carga orgánica y cambios en la disponibilidad de oxígeno o en la competencia microbiana). En este sentido, la reducción relativa de *Lingulaulax polyedra* y la menor presencia de Tripos spp. en condiciones con coliformes elevados sugiere sensibilidad a perturbaciones ambientales, y puede entenderse dentro del marco ecofisiológico descrito para dinoflagelados en sistemas costeros sujetos a variación de mezcla/estratificación y cambios de nutrientes (Peña-Manjarrez, 2008; Ruiz-de la Torre et al., 2013; Berdalet et al., 2016).

En conjunto, estos resultados apoyan la idea de que la contaminación orgánica y fecal del agua de mar costera puede favorecer a ciertos taxa oportunistas e influir en la composición de especies potencialmente nocivas, aunque no permite establecer relaciones causa-efecto directas debido a las limitaciones del diseño de muestreo. En este estudio, las muestras de calidad del agua se recolectaron a pie de playa, mientras que las de fitoplancton se obtuvieron dentro de la bahía, lo que pudo atenuar relaciones directas entre variables. Además, la resolución temporal (principalmente mensual) limita la detección de respuestas rápidas ante pulsos de contaminación, particularmente durante eventos de lluvia (Tanahara et al., 2021). Aun así, el análisis multianual y el enfoque en especies clave aportan evidencia útil para plantear hipótesis sobre la influencia indirecta de la calidad del agua en la dinámica de FAN en la BTS.

La relación entre FAN y calidad del agua es relevante por sus implicaciones en salud pública, turismo, pesca y acuicultura. La presencia de géneros potencialmente tóxicos como *Pseudo-nitzschia* spp. se asocia a riesgos sanitarios por biotoxinas y puede contribuir a decisiones de manejo como cierres precautorios o vedas sanitarias en áreas de cosecha, particularmente de moluscos bivalvos, con impactos económicos y sociales (Bates et al., 2018; COFEPRIS, 2020; COFEPRIS, 2021; COFEPRIS, 2023; COFEPRIS, 2024). Asimismo, la recurrencia de FAN y los deterioros en la calidad del agua en zonas costeras urbanizadas pueden afectar actividades recreativas y la percepción de riesgo sanitario, con efectos indirectos sobre el turismo local.

Adicionalmente, se ha documentado que en Baja California los FAN pueden generar pérdidas económicas importantes por mortalidades de organismos o afectaciones a actividades productivas, incluyendo pesquerías e industria asociada, además de costos por medidas de prevención, monitoreo y manejo (Band-Schmidt y Olivos-Ortiz, 2016). En este contexto, el seguimiento conjunto de indicadores de calidad del agua (coliformes, DBO5) y de especies formadoras de FAN constituye una base útil para fortalecer estrategias de gestión ambiental y prevención de riesgos en la BTS (Berdalet et al., 2016; Tanahara et al., 2021).

9.6 Florecimientos Algales Nocivos y calidad de agua representados mediante un Sistema de Información Geográfica.

Los datos obtenidos a partir del monitoreo in situ de florecimientos algales nocivos (FAN) y de calidad del agua fueron integrados en un Sistema de Información Geográfica (SIG) con el objetivo de visualizar su distribución espacial y temporal en la Bahía de Todos Santos (BTS). En este estudio, el uso del SIG no tuvo como finalidad la detección ni el pronóstico de FAN, sino la organización espacial de información puntual generada a partir de muestreos directos, como un primer paso hacia esquemas de monitoreo más integrados.

Bajo este enfoque, el SIG permitió representar espacialmente las abundancias fitoplanctónicas ($\text{cel}\cdot\text{l}^{-1}$), así como los indicadores de calidad del agua coliformes totales y fecales (NMP/100 mL) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5 , $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), correspondientes a estaciones costeras específicas. Estas representaciones facilitan la identificación de zonas con mayores cargas bacterianas y orgánicas, particularmente asociadas a cuerpos receptores de descargas de aguas residuales, como el Arroyo El Gallo y sectores adyacentes de la zona costera.

Es importante reconocer que, debido a la cobertura espacial limitada y a la resolución temporal del muestreo, los mapas generados no permiten por sí solos identificar ni predecir eventos de FAN. No obstante, constituyen una base necesaria para la validación y calibración de información espacial más compleja. En este sentido, Feng et al. (2024) señalan que los análisis de laboratorio derivados de muestreos in situ son fundamentales

para asegurar la precisión de representaciones espaciales y para su integración posterior con datos de teledetección y modelado.

A nivel internacional, los sistemas más avanzados de monitoreo de FAN combinan observaciones de campo, sensores remotos y modelos numéricos para generar productos de alerta temprana (Kudela et al., 2015). Ejemplo de ello es el Programa de Monitoreo y Alerta de Floraciones de Algas Nocivas de California (HABMAP), así como el sistema C-HARM, integrados dentro de la red IOOS, los cuales generan mapas de riesgo, pronósticos y alertas de salud pública basados en plataformas de libre acceso y datos casi en tiempo real (SCCOOS y CeNCOOS, 2025). Estos sistemas se sustentan, en primera instancia, en datos in situ confiables, similares a los generados en el presente estudio, pero con una infraestructura tecnológica y operativa más robusta.

En México, existen plataformas como el Sistema de Información y Análisis Marino Costero de CONABIO y programas piloto como SATfit y SIMAR, que integran datos satelitales, modelos y muestreos de campo para el monitoreo de ecosistemas costeros. Sin embargo, estos sistemas aún presentan coberturas espaciales y temporales limitadas, particularmente para zonas como la BTS. En este contexto, el programa piloto SiAT-CICESE en Baja California representa un esfuerzo incipiente para integrar variables oceanográficas, meteorológicas y biológicas en esquemas de predicción, aunque su consolidación requiere ampliar la densidad de estaciones y la continuidad temporal del monitoreo.

Diversos autores destacan que, en zonas costeras con intensa actividad antropogénica, como la BTS, los sistemas de monitoreo deben priorizar la ubicación de estaciones cercanas a descargas de aguas residuales y cuerpos receptores, así como la identificación de especies potencialmente nocivas (Zahir et al., 2024). Aunque el análisis de muestras biológicas sigue siendo un proceso relativamente lento, la incorporación futura de tecnologías como FlowCytobot o FlowCam permitiría avanzar hacia sistemas de identificación casi en tiempo real, complementando los esquemas tradicionales de muestreo.

Desde una perspectiva socioeconómica, la integración espacial de FAN y calidad del agua resulta particularmente relevante debido a sus implicaciones directas en la salud pública, las actividades recreativas, el turismo costero y las pesquerías. En la BTS, los incrementos en coliformes fecales y DBO_5 se han asociado históricamente con cierres temporales de playas, afectando actividades recreativas y la percepción de riesgo sanitario por parte de la población local. Asimismo, la recurrencia de FAN representa un riesgo potencial para la maricultura y la pesca, al favorecer la bioacumulación de toxinas en organismos marinos, con posibles repercusiones económicas y sociales.

En este sentido, el SIG empleado en este estudio debe entenderse como una herramienta de visualización y organización de información ambiental, que permite contextualizar espacialmente los resultados obtenidos a partir del monitoreo in situ. Si bien sus capacidades actuales son limitadas para la identificación directa de FAN, establece un antecedente metodológico para la integración futura de series espacio-temporales más

extensas, datos de teledetección y modelos predictivos, con el objetivo de fortalecer los esquemas de gestión ambiental y prevención de riesgos en la Bahía de Todos Santos.

Finalmente, los resultados subrayan la necesidad de mantener y ampliar el monitoreo integral de variables fisicoquímicas, biológicas y de calidad del agua, así como de fortalecer los programas de saneamiento de aguas residuales. Estas acciones son fundamentales para reducir los aportes de nutrientes de origen antropogénico y mitigar la persistencia e incidencia de FAN, cuyos impactos trascienden el ámbito ambiental y se reflejan directamente en el bienestar social y económico de las comunidades costeras.

10 CONCLUSIONES

1. En la Bahía de Todos Santos se registró la ocurrencia recurrente de florecimientos algales nocivos (FAN) durante el periodo de estudio, dominados principalmente por *Pseudo-nitzschia australis* y *Lingulaulax polyedra*, así como por la presencia frecuente de dinoflagelados de los géneros *Prorocentrum* y *Tripos*, lo que confirma la persistencia de especies potencialmente nocivas en el sistema.
2. La composición de la comunidad fitoplanctónica mostró variaciones claras entre periodos con presencia de florecimientos y periodos sin ellos, reflejando cambios en la estructura comunitaria asociados a condiciones ambientales contrastantes.
3. No fue posible establecer una relación directa y consistente entre la ocurrencia de florecimientos algales y la calidad del agua, debido principalmente a limitaciones en el diseño temporal y espacial del muestreo fitoplanctónico y bacteriológico. No obstante, los resultados sugieren que ciertos indicadores de calidad del agua podrían estar asociados con la presencia de FAN de algunas especies.
4. Las modificaciones observadas en la estructura de la comunidad fitoplanctónica y la recurrencia de especies indicadoras apuntan a una relación indirecta entre los florecimientos algales y las condiciones de calidad del agua. Asimismo, no se identificó una relación directa entre la precipitación y la calidad del agua, lo cual

puede atribuirse a las características físicas de la Bahía de Todos Santos y a los procesos de circulación y dilución que favorecen la dispersión de coliformes y atenúan los efectos de los aportes continentales.

11 REFERENCIAS

- Almazán-Becerril, A., Aké-Castillo, J. A., García-Mendoza, E., Sánchez-Bravo, Y. A., Escobar-Morales, S., Valadez-Cruz, F.** (2016). Catálogo de microalgas de Bahía de Todos Santos, Baja California. México: CICESE.
- Anderson, D. M., Glibert, P. M., & Burkholder, J. M.** (2002). Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, **25**(4), 704–726.
- ArcMap,** 2025. Trabajar con ArcMap. Recuperado de: <https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/latest/map/working-with-arcmap/starting-arcmap.htm>
- Argote-Espinoza, M.L., Gavidia-Medina, F.J., Amador-Buenrostro, A.** (1991). Wind-induced circulation in Todos Santos bay, BC, Mexico. *Atmósfera* 4, 101–115.
- Arroyo Ortega, I. F.** (2025). Sistemas de información geográfica: aliados en los estudios socioambientales. *CEIBAAS-Instituto de Ecología, A.C.*, 11(31), 210-220. <https://orcid.org/0000-0002-4619-8185>
- Baird, R., y Bridgewater, L.** (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater. 23rd edition. Washington, D.C.: *American Public Health Association*.
- Balla, D., Kiss, E., Zichar, M., y Mester, T.** (2024). Spatiotemporal Dynamics of Water Quality: Long-Term Assessment Using Water Quality Indices and GIS. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, **13**(11), 408. <https://doi.org/10.3390/ijgi13110408>

- Basabe, J.** (2022). El colapso de las plantas de tratamiento de aguas residuales en Ensenada. Proyecto de maestría. *Eureka*. Universidad de Guadalajara.
- Basabe, J.** (2023). Colapsan plantas de tratamiento. *El Vigía*.
<https://www.elvigia.net/general/2023/3/4/colapsan-plantas-de-tratamiento-412838.html>
- Basabe, R.** (2022). Gestión de las aguas residuales industriales: Ensenada, Baja California, México, Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Norte. Recuperado de <https://posgrado.colef.mx/wp-content/uploads/2022/10/TESIS-De-Basabe-Ibarra-Ritter-de-Jes%C3%BAAs-MAIA.pdf>
- Basabe, J.** (2023). Sanciona Conagua a Cespe con 7 mdp. *El Vigía*.
<https://www.elvigia.net/general/2023/3/4/sanciona-conagua-cespe-con-mdp-412825.html>
- Basabe, J.** (2024). Ensenada: Agua, corrupción e insalubridad. *El vigía*.
<https://www.elvigia.net/suplementos/2024/3/23/ensenada-agua-corrupcion-insalubridad-439945.html>
- Bates SS, Hubbard KA, Lundholm N, Montresor M, Leaw CP.** (2018). Pseudo-nitzschia, Nitzschia, and domoic acid: New research since 2011. *Harmful Algae*. 79:3-43. doi: 10.1016/j.hal.2018.06.001.
- Beaulne, D., y Fotopoulos, G.** (2024). Algal blooms are a pervasive problem globally, affecting public health, the environment, and the economy. Monitoring regional trends using multispectral satellite imagery. *Ecological Informatics*, 79, 102447.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102447>

- Berdalet E, Fleming LE, Gowen R, et al.** 2016. Marine harmful algal blooms, human health and wellbeing: challenges and opportunities in the 21st century. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom.*; 96(1):61-91. doi:10.1017/S0025315415001733.
- Boehm, A. B., y Soller, J. A.** (2014). Enterococci as indicators of environmental fecal contamination. In *The NCBI Bookshelf* (pp. 1–18). National Center for Biotechnology Information (US). Recuperado de: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK190421/>
- Carranza Pérez, E. J.** (2022). Análisis espacial de la contaminación en el agua superficial de tres bahías en el Pacífico central mexicano durante la temporada de lluvias del 2020 (*Tesis de maestría*). Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de la Costa Sur. Recuperado de: <https://riudg.udg.mx/bitstream/20.500.12104/92543/1/MCUCSUR10066FT.pdf>
- Chen, S., Chen, J., Wang, X., Li, J., Dong, B., & Xu, Z.** (2023). Investigation and quantitative microbial risk assessment of E. coli infection risks along the wastewater treatment process in a conventional activated sludge plant. *Science of the Total Environment*, 900, 165845. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165845>
- Cervantes, A.** (2013). Análisis de la circulación y dispersión de partículas superficiales en la Bahía de Todos Santos, Baja California, México. (Tesis de Maestría) Universidad del Mar. Oaxaca, MX.

CESPE (2012). Saneamiento en Ensenada, Baja California. Recuperado de:
<https://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/P1-Saneamiento%20en%20Ensenada,%20Baja%20California.pdf>

Cloern, J. E., Foster, S. Q., y Kleckner, A. E.: Phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems, *Biogeosciences*, 11, 2477–2501,
<https://doi.org/10.5194/bg-11-2477-2014>

Cloern, J. E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223–253.
<https://doi.org/10.3354/meps210223>

CONAGUA. (2016). Estadísticas del Agua en México. México: *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-CONAGUA*. Recuperado de
http://201.116.60.25/publicaciones/EAM_2016.pdf

CONAGUA. (2020) Calidad de agua, indicadores de calidad. Recuperado de:
https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/compendio_2020/dgeiawf.semarnat.gob.mx_8080/approot/dgeia_mce/html/RECUADROS_INT_GLOS/D3_AGUA/D3_AGUA04/D3_R_AGUA05_01.htm

COFEPRIS, (2020)
https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/787630/Presencia_de_FloreCIMIENTOS_AlGales_Nocivos_2020.pdf

COFEPRIS, (2021)

https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/787257/Presencia_de_Marea_Roja_en_Mexico_durante_2021.pdf

COFEPRIS, (2023).

https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/880204/Cuadro_Vedas_Sanitarias_2023.pdf

COFEPRIS. (2023). La COFEPRIS vigila la calidad del agua de contacto de uso recreativo a nivel nacional. Recuperado de:

<https://www.gob.mx/cofepris/acciones-y-programas/playas-limpias-proyecto-agua-de-contacto#:~:text=En%202003%2C%20el%20Gobierno%20Federal,de%20brindar%20informaci%C3%B3n%20confiable%20y>

COFEPRIS, (2024).

https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/992768/Cuadro_Cierres_precautos_2024.pdf

CONAGUA. (2016). *Estadísticas del agua en México (edición 2016)*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Gobierno de México. <https://www.gob.mx/conagua>

CONAGUA. (2023). Preguntas frecuentes sobre los lineamientos de aplicación de la NOM 001-SEMARNAT-2021. Recuperado de:

<https://www.gob.mx/conagua/documentos/preguntas-frecuentes-sobre-los-lineamientos>

[tos-de-aplicacion-de-la-nom-001-semarnat-2021#:~:text=Con%20la%20entrada%20en%20vigor,de%20car%C3%A1cter%20general%20para%20la](#)

CONAGUA 2024. Instrumentos de Gestión del Agua. Instituciones relacionadas con el agua en México. Recuperado de: <https://www.gob.mx/conagua/acciones-y-programas/instrumentos-de-gestion-del-agua#:~:text=La%20Comisi%C3%B3n%20Nacional%20del%20Agua,administraci%C3%B3n%20sustentable%20y%20garantizar%20la>

COFEPRIS (2017). Programa de Agua de Calidad Bacteriológica. *Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios*. Recuperado el 26 de mayo de 2025, de <https://www.gob.mx/cofepris/acciones-y-programas/proyecto-agua-de-calidad-bacteriologica>

Coordinación Nacional de Protección Civil – CENAPRED, (2023). Sistemas de Alerta Temprana en México. Recuperado de: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/845305/Tema_1_Sistemas_de_Alerta_Temprana.pdf

CONAGUA. (2024). Resúmenes mensuales de temperaturas y lluvias. Servicio Meteorológico Nacional. Recuperado de <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/temperaturas-y-lluvias/resumenes-mensuales-de-temperaturas-y-lluvias>

CONAGUA. (2020). Gerencia de Calidad del Agua. Recuperado de: https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/compendio_2020/dgeiawf.semarnat.gob

[mx_8080/approot/dgeia_mce/html/RECUADROS_INT_GLOS/D3_AGUA/D3_AGUA04/D3_R_AGUA05_01.htm](https://doi.org/10.1038/s41586-023-05760-y)

Dai, Y., Yang, S., Zhao, D. et al. (2023). Coastal phytoplankton blooms expand and intensify in the 21st century. *Nature* 615, 280–284.
<https://doi.org/10.1038/s41586-023-05760-y>

Desye, B., Belete, B., Alemseged, E. A., Yonas, A., y Gebrezgi, Z. A. (2022). Evaluation of waste stabilization pond efficiency and its effluent water quality: A case study of Kito Furdisa campus, Jimma University, Southwest Ethiopia. *The Scientific World Journal*, 2022, Article 2800034. <https://doi.org/10.1155/2022/2800034>

Donath, F., y Loya, D. (1989). Contribution To The Study Of Organic Marine Pollution In Bahia De Todos Santos, Baja California. *Ciencias Marinas*, 15(1), 73–88.

Durazo, R. (2015), Seasonality of the transitional region of the California Current System off Baja California, *J. Geophys. Res. Oceans*, 120, 1173–1196, doi:[10.1002/2014JC010405](https://doi.org/10.1002/2014JC010405).

Durazo, R., Flores-Vidal, X., Castro, R., Ocampo, F., Saavedra, J., Rodríguez-Padilla, y Larrañaga, M. (2024). Surface circulation in Todos Santos Bay, Baja California, México. *Continental Shelf Research*. 273. 105171.
<https://doi.org/10.1016/j.csr.2024.105171>

Dwight. et al. 2011.

Ershad, Ali (2020). Geographic Information System (GIS): Definition, Development, Applications & Components.

- Evans, C., Gehrman, R., Greene, C., Blenis, S., MacKinnon, R., Newport, J., Vela, S., Smith, M., Sadeghi, Z., Matwin, S., y Whidden, C.** (2025). Monitoring harmful algal blooms in lakes using multi-spectral satellite imagery: A case study of Darlings Lake, New Brunswick. *Frontiers in Remote Sensing*. <https://doi.org/10.3389/frsen.2025.1633491>
- Feng, L., Wang, Y., Hou, X., Qin, B., Kutser, T., Qu, F., Chen, N., Paerl, H. W., y Zheng, C.** (2024). Harmful algal blooms in inland waters. *Nature Reviews Earth & Environment*, 5(9), 631-644. <https://doi.org/10.1038/s43017-024-00578-2>
- Flores-Díaz, A. et al.** (2019). *Calidad de agua en México*. México. © IANAS. 661 pp
- Flores, M.** (2022). *Colapsadas plantas de tratamiento en Ensenada*. Zeta Tijuana. <https://zetatijuana.com/2022/04/colapsadas-plantas-de-tratamiento-en-ensenada/>
- Frieder CA, Kessouri F, Ho M, Sutula M, Bianchi D, McWilliams JC, Deutsch C and Howard E.** (2024). Effects of urban eutrophication on pelagic habitat capacity in the Southern California Bight. *Front. Mar. Sci.* 11:1392671. doi: 10.3389/fmars.2024.1392671
- García, J.** (2025). Por concluir rehabilitación de las plantas de tratamiento en Ensenada. El imparcial. <https://www.elimparcial.com/tij/ensenada/2025/01/23/por-concluir-rehabilitacion-d-e-las-plantas-de-tratamiento-en-ensenada/>
- GEOHAB,** (2006). Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms, Harmful Algal Blooms in Eutrophic Systems. P. Glibert (ed.). *IOC and SCOR*, Paris and Baltimore, 74 pp.

- Glibert, P., Icarus, J., Bouwman, A., Brown, C. , Flynn, K., Lewitus, A., Madden, C.,** (2010). Modeling of HABs and eutrophication: Status, advances, challenges, *Journal of Marine Systems* 83: 3–4, 262-275 pp, <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2010.05.004>.
- González Acevedo, Z., García Zarate, M., Orozco Durán, A., Cabrera Sillas, Y., y De Basabe Ibarra, R.** (2025). Disruptores ambientales y de calidad de agua en la Bahía de Ensenada, B. C. México. *LATAM Revista Latinoamericana de Ciencias Sociales y Humanidades*, 6(5), 3368–3398. <https://doi.org/10.56712/latam.v6i5.4820>
- Gutiérrez, E. (2010).** *Evolución del problema de contaminación en la Bahía de Todos Santos en el periodo 1995 a 2009* [Tesis de maestría, Universidad Autónoma de Baja California]. Repositorio Institucional UABC. <https://repositorioinstitucional.uabc.mx/server/api/core/bitstreams/800c541f-4358-45fc-844d-6ff709d1c07a/content>
- Hardikar, R., Haridevi, C. K., y Deshbhratar, S. (2022).** Phytoplankton community indices in assessing the ecological quality status (EcoQS) of a coastal ecosystem (Thane Creek, India): Mono-metric vs multi-metric approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 274, 107922. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.107922>
- Helleren, S. (2015).** *Chaetoceros report: Cockburn Sound fish mortality event, November 2015* [Informe técnico]. Dalcon Environmental para el Department of Fisheries Western Australia.

- Huang, X., Li, Y., Du, H., & Chen, N. (2024).** Comparative assessment of the intragenomic variations of dinoflagellate *Tripos* species through single-cell sequencing. *Marine Pollution Bulletin*, 206, 116690.
- Infobaja, (2022).** Planta de tratamiento El Gallo opera dentro de norma: CESPE, Infobaja. <https://www.infobaja.info/planta-de-tratamiento-el-gallo-opera-dentro-de-norma-cespe/>
- Jiang, S., Noble, R., & Chu, W. (2001).** Human adenoviruses and coliphages in urban runoff-impacted coastal waters of Southern California. *Applied and Environmental Microbiology*, 67(1), 179–184.
- Käse, L. y Geuer, J.K. (2018).** Phytoplankton responses to marine climate change—an introduction. En: Jungblut, S., Liebich, V. y Bode, M., *Youmares 8-Oceans Across Boundaries: Learning from each other*. Springer, Kiel.
- Karki, S., Sultan, M., Elkadiri, R., y Elbayoumi, T. (2018).** Mapping and Forecasting Onsets of Harmful Algal Blooms Using MODIS Data over Coastal Waters Surrounding Charlotte County, Florida. *Remote Sensing*, 10(10), 1656. <https://doi.org/10.3390/rs10101656>
- Kudela, R. M., Seeyave, S., y Cochlan, W. P. (2010).** The role of nutrients in regulation and promotion of harmful algal blooms in upwelling systems. *Progress in Oceanography*, 85(1), 122-135. <https://doi.org/10.7773/cm.v15i1.625>
- Lemley, D.A. and Adams, J.B. (2019)** Eutrophication. In: Fath, B., Ed., *Earth Systems and Environmental Sciences*, Vol. 1, Elsevier, Amsterdam, 86-90. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10957-1>

- Li, J. y Heap, A. (2008).** A Review of Spatial Interpolation Methods for Environmental Scientists. *Geoscience Australia*, 2008/23, 137 pp.
- Maciel-Baltazar, E. (2015).** Dinoflagelados (Dinoflagellata) tóxicos de la costa de Chiapas, México, Pacífico centro oriental. *Cuadernos de Investigación UNED*, 7(1), 39-48. Retrieved February 07, 2025, from http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1659-42662015000100039&lng=en&tlng=es.
- Mallin, M.A., Johnson, V.L. y Ensign, S.H.** Comparative impacts of stormwater runoff on water quality of an urban, a suburban, and a rural stream. *Environ Monit Assess* 159, 475–491 (2009). <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0644-4>
- Mateos, E., y Marinone, S. (2017).** Current variability by wave propagation in Todos Santos Bay, Baja California, Mexico. *Ciencias Marinas*, 43(3), 191–201. <https://doi.org/10.7773/cm.v43i3.2775>
- Meave del Castillo, M. E. y M. E. Zamudio-Resendiz. (2018).** Planktonic algal blooms from 2000 to 2015 in Acapulco Bay, Guerrero, Mexico. *Acta Botanica Mexicana* 125: 61-93. DOI: 10.21829/ abm125.2018.1316
- Mendoza-Espinosa, L., Victoria Orozco-Borbón, M., y Silva-Nava, P. (2004).** Quality assessment of reclaimed water for its possible use for crop irrigation and aquifer recharge in Ensenada, Baja California, Mexico. *Water Science and Technology*, 50(2), 285–291. <https://doi:10.2166/wst.2004.0143>

- Meng, H., y Zhang, J.** (2023). Impact of COVID-19 lockdown on water quality in China during 2020 and 2022: two case surges. *Environmental Science and Pollution Research*, 30, 79386–79401. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27962-7>
- Mudge, M. C., Riffle, M., Chebli, G., Plubell, D. L., Rynearson, T. A., Noble, W. S., Timmins-Schiffman, E., Kubanek, J., & Nunn, B. L.** (2025). Harmful algal blooms are preceded by a predictable and quantifiable shift in the oceanic microbiome. *Nature Communications*, 16(3986). <https://doi.org/10.1038/s41467-025-59250-y>
- Muciño-Márquez RE, Gárate-Lizárraga I, López-Cortés DJ.** (2015) Variación estacional del género *Prorocentrum* (Dinophyceae) en dos granjas atuneras en la Bahía de La Paz, México. *Acta biol. Colomb.*;20(1):195-206. doi: <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v20n1.42442>
- NASA, Applied Remote Sensing Training** (2017). Plataformas y Sensores para observaciones oceánicas, acceso a datos y herramientas de procesamiento. Recuperado de: https://appliedsciences.nasa.gov/sites/default/files/2023-07/HAB_Week2_Spanish.pdf
- Ngamile, S., Madonsela, S., y Kganyago, M.** 2025. Trends in remote sensing of water quality parameters in inland water bodies: a systematic review. *Frontiers in Environmental Science*, 13, 1549301. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2025.1549301>

Nieblas del Campo. 2022. Autoridades ignoraron mantenimiento a planta de “El Gallo”.

Radar BC. Agencia informativa.

<https://radarbc.com/general/autoridades-ignoraron-mantenimiento-a-planta-de-el-gallo/>

Nixon, S. W. 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future

concerns. *Ophelia*, 41(1), 199–219.

<https://doi.org/10.1080/00785236.1995.10422044>

NMX-AA-042-SCFI-2015. Análisis de agua - Enumeración de Organismos Coliformes

Totales, Organismos Coliformes Fecales (Termotolerantes) y Escherichia Coli –

Método del Número Más Probable en tubos múltiples (cancela a la

nmx-aa-42-1987) Recuperado de:

<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166147/nmx-aa-042-scfi-2015.pdf>

NOAA. Water Quality. National Ocean Service website, Recuperado de:

<https://coast.noaa.gov/digitalcoast/topics/water-quality.html>, accessed on 27/04/23.

NOM-001-SEMARNAT-2021. Límites permisibles de contaminantes en las descargas de

aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. Recuperado de:

https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#gsc.tab=0

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO).

(2013). Reutilización del agua en la agricultura: ¿Beneficios para todos? 2010.

Recuperado de: <https://www.fao.org/4/i1629s/i1629s.pdf>

OMS, 2025. Agua, saneamiento y salud. Organización Mundial de la Salud. OMS
Recuperado de:

<https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/water-sanitation-and-health/water-safety-and-quality/recreational-waters>

Orozco-Borbón, M., & Delgadillo-Hinojosa, F. (1989). Faecal Contamination In Surface Sediments Of Todos Santos Bay, Baja California. *Ciencias Marinas*, 15(1), 47–62.

<https://doi.org/10.7773/cm.v15i1.627>

Orozco-Borbón, M. V., Rico-Mora, R., Weisberg, S. B., Noble, R. T., Dorsey, J. H., Leecaster, M. K., y McGee, C. D. (2006). Bacteriological water quality along the Tijuana–Ensenada, Baja California, México shoreline. *Marine Pollution Bulletin*, 52(10), 1190–1196. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.02.005

Orozco, V. y Gutiérrez-Galindo E. (1983). Contaminación fecal costera en la zona del puerto de Ensenada, Baja California. *Ciencias Marinas*, 9(1), 27–34.

Pérez-Morga, N. (2003). Características de la circulación y dispersión de contaminantes frente al arroyo El Gallo, en la Bahía de Todos Santos, B.C., México (Tesis de maestría). Universidad Autónoma de Baja California.

Pérez Olmedo, L. (2017). Composición y abundancia de especies tóxicas y nocivas de dinoflagelados causantes de mareas rojas en la zona costera de Tuxpan, Veracruz (Tesis de maestría) Universidad Veracruzana, Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Campus Tuxpan.

- Peña Manjarrez, J. L.** (2001). *Ecofisiología de dinoflagelados productores de mareas rojas en la Bahía de Todos Santos* [Tesis de Maestría en Ciencias en Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada].
- Peña-Manjarrez, A., Gaxiola-Castro, G., y Cervantes-Duarte, R.** (2001). Quistes de *Lingulodinium polyedrum* en la Bahía de Todos Santos. *Ciencias Marinas*, 27(4), 545–557.
- Peña Manjarrez, J. L.** (2008). Respuestas ecofisiológicas y proliferación de dinoflagelados en la Bahía de Todos Santos. Tesis doctoral, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), Ensenada, México.
- Pedrozo, 2021.** En la regulación de descargas de aguas residuales ¿quo vadis?. Perspectivas IMTA, No. 23). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Recuperado de: <https://www.imta.gob.mx/gobmx/DOI/perspectivas/2021/b-imta-perspectivas-2021-23.pdf>
- Prado-España, M., Troccoli-Ghinaglia, L. y Cajas-Flores, J.** (2017). Análisis del estado trófico y microfitoplancton de la zona costera de la provincia del Guayas, Ecuador. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR*, 46(2), 91-114. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2017.46.2.729>
- Quintana-Manotas, H., Atehortúa- Garcés, L., Hoyos-Acuña, J., y Portillo-Cogollo, L.** (2021). Taxonomía del género *Tripes* en el Golfo de Urabá, Caribe colombiano. *Intropica*, 16(2), 191–203.
- Radar BC,** 2022. Autoridades ignoraron mantenimiento a planta de “El Gallo”. Recuperado de:

<https://radarbc.com/general/autoridades-ignoraron-mantenimiento-a-planta-de-el-gallo/>

Ramírez, J. J. (2017). El fitoplancton: Métodos de muestreo, concentración, recuento y conservación. *Actualidades Biológicas*, 11 (39), 30–36.

<https://doi.org/10.17533/udea.acbi.330340>

Reyes, A., Band-Schmidt, C. J., Hernández-Sandoval, F. E. , Leyva-Valencia, I., Núñez-Vázquez, E.J., y J.J. Bustillos-Guzmán. (2023). Florecimientos algales nocivos (“mareas rojas”): ¿qué son, porque son nocivos y para qué servirán?.

Recursos Naturales y Sociedad, 9 (3), 59-77.

https://www.cibnor.gob.mx/revista-rns/pdfs/vol9num3EE/5_FLORECIMIENTOS.pdf

Rhind, D. (1992). Sistemas de información geográfica y problemas ambientales. En Revista trimestral publicada por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (pp. 58–69). UNESCO.

Rodríguez-Gómez, C. F., y Aké-Castillo, J. A. (2019). ¿Sedgwick-Rafter o Sedgewick-Rafter? Una aclaración sobre el nombre de la cámara de conteo. Instituto de Ecología, A.C. & Universidad Veracruzana

Rojas-Remis, M. y Mendoza-Espinosa, L. (2015). Plantas de tratamiento de aguas residuales: una visión como sistema complejo. *Revista Iberoamericana Universitaria en Ambiente, Sociedad y Sustentabilidad*. 1. 179-199. [10.22395/ambiens.v1n1a9](https://doi.org/10.22395/ambiens.v1n1a9).

- Ruiz-de la Torre MC, Maske H, Ochoa J, y Almeda-Jauregui CÓ.** (2013) Maintenance of Coastal Surface Blooms by Surface Temperature Stratification and Wind Drift. *PLoS ONE* 8(4): e58958. doi:10.1371/journal.pone.0058958
- Saeed, A. F., Li, S., Wang, R., y Wilson, S.** (2017). A review on domoic acid production, harmful effects, and detection methods. *Algal Research*, 24, 97–110. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.12.013>
- Sastre, V., Santinelli, N., Ferrario, M. y Solís, M.** (2019). Microalgas marinas tóxicas en aguas costeras de la Provincia de Chubut. Capítulo 2: Fitoplancton, metodología de estudio. pp. 19-72. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/352798579_Capitulo_2_Fitoplancton_metodologia_de_estudio
- Sañudo, S.A., Morder, Y. y Vargas, J.A.** (1984). Contaminación Fecal en la Bahía de Ensenada, Baja California. México. *Ciencias Marinas* 10 (1): 7. 17, Recuperado:
- Sánchez, G.** (2022). Por fin repararán la planta El Gallo. El Vigía. <https://www.elvigia.net/general/2022/3/30/por-fin-repararan-la-planta-el-gallo-389825.html>
- SCOOS y CENCOOS, Southern California Coastal Ocean Observing System.** (2025). *California Harmful Algal Bloom Monitoring Alert Program*. Recuperado de: <https://sccoos.org/california-hab-bulletin/harmful-algal-bloom/>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua.** (2019). Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: Zonas Rurales, Periurbanas y

Desarrollos Ecoturísticos (ISBN: 978-607-626-035-7). México: *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*.

SIAT-CICESE, (2025). Sistema de Alerta Temprana de Florecimientos Algales Nocivos.

Recuperado de: <https://siat-cicese.mx/>

Sierra, C. A. (2011). *Calidad del Agua, Evaluación y diagnóstico*. 1a. Edición. Bogotá, Colombia. Ediciones de la U.

SIMAR, (2025). Sistema de Información y Análisis Marino Costero. Sitio Web.

Recuperado de: <https://simar.conabio.gob.mx/>

Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O., y Ludwig, C. (2015). The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. *The Anthropocene Review*, 2(1), 81-98. <https://doi.org/10.1177/2053019614564785>

Tanahara, S., Canino-Herrera SR, Durazo R, Félix-Bermúdez, A., Vivanco-Aranda, M., Morales-Estrada E, y Lugo-Ibarra KDC. (2021). Spatial and temporal variations in water quality of Todos Santos Bay, northwestern Baja California, México. *Mar Pollut Bull.* 2021 Dec;173(Pt B):113148. [https://doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.113148](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113148)

Trainer, V. L., Moore, S. K., Hallegraeff, G., Kudela, R. M., Clement, A., Mardones, J., y Cochlan, W. P. (2019). Pelagic harmful algal blooms and climate change: Lessons from nature's experiments with extremes. *Harmful Algae*, 91, 101591. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.03.009>

U.S. Environmental Protection Agency. (2024). *The effects: Dead zones and harmful algal blooms*. U.S. Environmental Protection Agency. Recuperado de

<https://www.epa.gov/nutrientpollution/effects-dead-zones-and-harmful-algal-blooms>

- Vargas, H.** (2012). Evaluación de la condición y tendencia ambiental de la Ensenada La Salada, en términos de su estado trófico y calidad de agua (Tesis de Maestría). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, México.
- Wang, Q., Kalogiros, J., Ramp, S. R., Paduan, J. D., Buzorius, G., y Jonsson, H.** (2011). Wind stress curl and coastal upwelling in the area of Monterey Bay observed during AOSN-II. *Journal of Physical Oceanography*, 41(4), 857–877. <https://doi.org/10.1175/2010JPO4>
- Wells L., Karlson, B. , Wulff A., Kudela, R., Trick C., Asnaghi V., Berdalet, E., Cochlan, W., Davidson, K., De Rijcke M., Dutkiewicz, S., Hallegraeff G., Flynn, K., Legrand, C., Paerl, H., Silke, J., Suikkanen, S. Thompson, P. y Trainer, V.** (2020). Future HAB science: Directions and challenges in a changing climate. *Harmful Algae*, 91, 101632. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.101632>
- Woodson, C.** (2013). Spatiotemporal Variation in Cross-Shelf Exchange across the Inner Shelf of Monterey Bay, California. *Journal of Physical Oceanography*, 43(8), 1648–1665. <https://doi.org/10.1175/JPO-D-11-0185.1>
- Zahir, M., Su, Y., Shahzad, M. I., Ayub, G., Rahman, S. U., y Ijaz, J.** (2024). A review on monitoring, forecasting, and early warning of harmful algal bloom. *Aquaculture*, 593, 741351. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2024.741351>
- Zhaoshi W., Fang W., Xiaolong W., Kuanyi L., y Lei Z.** (2023). Water quality assessment using phytoplankton functional groups in the middle-lower Changjiang River,

China. *Limnologia*. 99, 2023, 126056, ISSN 0075-9511,
<https://doi.org/10.1016/j.limno.2023.126056>.

ANEXOS I

Criterio (mg/L)	Clasificación	Color
$DBO_5 \leq 3$	EXCELENTE NO CONTAMINADA	AZUL
$3 < DBO_5 \leq 6$	BUENA CALIDAD AGUAS SUPERFICIALES CON BAJO CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA BIODEGRADABLE	VERDE
$6 < DBO_5 \leq 30$	ACEPTABLE CON INDICIO DE CONTAMINACIÓN. AGUAS SUPERFICIALES CON CAPACIDAD DE AUTODEPURACIÓN O CON DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES TRATADAS BIOLÓGICAMENTE	AMARILLO
$30 < DBO_5 \leq 120$	CONTAMINADA AGUAS SUPERFICIALES CON DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES CRUDAS, PRINCIPALMENTE DE ORIGEN MUNICIPAL	NARANJA
$DBO_5 > 120$	FUERTEMENTE CONTAMINADA AGUAS SUPERFICIALES CON FUERTE IMPACTO DE DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES CRUDAS MUNICIPALES Y NO MUNICIPALES	ROJO

Figura 1. Escalas de clasificación de la calidad del agua por parámetro.

(Gerencia de Calidad del Agua, Junio, 2020).

