



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

Evaluación de contaminación microbiológica
(coliformes totales, *Escherichia coli* y enterococos)
en Bahía Magdalena, Baja California Sur, México

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS MARINAS

PRESENTA

AYLIN CRUZ GARCÍA RODRÍGUEZ

LA PAZ, B.C.S., 20 DE MAYO DE 2020



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

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

del (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	GARCÍA	Apellido Materno:	RODRÍGUEZ	Nombre (s):	AYLIN CRUZ
-------------------	--------	-------------------	-----------	-------------	------------

Número de registro:

Aspirante del Programa Académico de Posgrado:

Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene _____ % de similitud. **Se adjunta reporte de software utilizado.**

Después que esta Comisión revisó exhaustivamente el contenido, estructura, intención y ubicación de los textos de la tesis identificados como coincidentes con otros documentos, concluyó que en el presente trabajo **SI** **NO** **SE CONSTITUYE UN POSIBLE PLAGIO.**

JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN: *(Por ejemplo, el % de similitud se localiza en metodologías adecuadamente referidas a fuente original)*

****Es responsabilidad del alumno como autor de la tesis la verificación antiplagio, y del Director o Directores de tesis el análisis del % de similitud para establecer el riesgo o la existencia de un posible plagio.**

Finalmente y posterior a la lectura, revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR** **SUSPENDER** **NO APROBAR** la tesis por **UNANIMIDAD** o **MAYORÍA** en virtud de los motivos siguientes:

"SATISFACE LOS REQUISITOS SEÑALADOS POR LAS DISPOSICIONES REGLAMENTARIAS VIGENTES"

COMISIÓN REVISORA DE TESIS

DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE
Director de Tesis
Nombre completo y firma

DR. RENÉ FUNES RODRÍGUEZ
Nombre completo y firma

DRA. ANA JUDITH MARMOLEJO RODRÍGUEZ
Nombre completo y firma

DR. SERGIO FRANCISCO MARTÍNEZ DÍAZ
2º Director de Tesis (en su caso)
Nombre completo y firma

DRA. LAURA CARREON PALAU
Nombre completo y firma

DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO
Nombre completo y firma
PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 08 del mes de Junio del año 2020

El (la) que suscribe Lic. Micr. AYLIN CRUZ GARCÍA RODRÍGUEZ Alumno (a) del Programa
MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

con número de registro A180427 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS
manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE Y DR. SERGIO FRANCISCO MARTÍNEZ DÍAZ
y cede los derechos del trabajo titulado:

“EVALUACIÓN DE CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA (Coliformes totales, *Escherichia coli* y enterococos)
EN BAHÍA MAGDALENA, BAJA CALIFORNIA SUR, MÉXICO”

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

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

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

LIC. MICR. AYLIN CRUZ GARCÍA RODRÍGUEZ

Nombre y firma del alumno

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer al Instituto Politécnico Nacional, a CONACYT, al CIBNOR, al sistema de apoyo de becas BEIFI y a todo el personal académico y administrativo del CICIMAR por el apoyo constante. A mis tutores, el Dr. Rafael Cervantes y el Dr. Sergio Martínez por ser excelentes guías, profesores y por la paciencia y el empeño mostrados durante la realización de este trabajo. A los Drs. Laura Carreón, Judith Marmolejos y René Funes que forman parte de mi comité tutorial y que siempre se mostraron con la mejor disposición de ayudar y cuyos consejos fueron muy valiosos para la finalización de este documento. Al grupo de trabajo del Departamento de Oceanología, por las ideas y sugerencias aportadas. Agradecimientos especiales al Dr. Christopher Parrish de la Memorial University of Newfoundland de Canadá, así como al Dr. Eduardo Toyes y Jeannette Wells del Ocean Science Centre.

A mi familia, por siempre estar pendientes de mí y apoyándome aún en la distancia. A mi esposo, que ha estado a mi lado y me ha apoyado incondicionalmente. A mis amigos presente y los distantes, que siempre estuvieron ahí cuando los necesité.

Finalmente, a todas aquellas personas que de una forma u otra colaboraron con la realización de este documento aportando su granito de arena.

A todos.....Muchas Gracias!!!!

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE FIGURAS.....	IV
ÍNDICE DE TABLAS.....	VII
GLOSARIO.....	VIII
RESUMEN.....	X
ABSTRACT.....	XI
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES.....	5
2.1. Calidad microbiológica del agua.....	5
2.2. Indicador bioquímico de contaminación fecal.....	6
3. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN.....	8
4. HIPÓTESIS.....	8
5. OBJETIVO GENERAL.....	9
5.1. Objetivos específicos.....	9
6. MATERIALES Y MÉTODOS.....	10
6.1. Área de estudio.....	10
6.2. Trabajo de campo.....	10
6.3. Identificación y cuantificación de coliformes totales, coliformes fecales y enterococos a través de la técnica de Número Más Probable (NMP).....	12
6.4. Identificación y cuantificación de coprostanol (5 β -cholestan-3 β -ol) en MPS	13
6.5. Análisis de nutrientes inorgánicos y oxígeno disuelto.....	14
6.6. Normas de Calidad del agua y Criterios Ecológicos Vigentes.....	15
6.7. Análisis estadístico.....	15
7. RESULTADOS.....	16

7.1. Bacterias indicadoras de contaminación fecal a través de la técnica de NMP	16
7.2. Coprostanol (5β -cholestan- 3β -ol) en MPS	26
7.3. Relación entre la concentración de coprostanol (5β -cholestan- 3β -ol) y el NMP de bacterias indicadoras de contaminación fecal.....	33
7.4. Condiciones ambientales	35
7.4.1. Temperatura.....	36
7.4.2. Salinidad.....	37
7.4.3. Oxígeno disuelto	39
7.4.4. Nitritos	40
7.4.5. Nitratos	42
7.4.6. Fosfatos.....	43
7.5. Efecto de la temporada en función de la distancia al Estero San Carlos en los indicadores de contaminación microbiológica y las condiciones ambientales	45
7.6. Correlación de los indicadores de contaminación fecal con las variables ambientales de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y nutrientes (nitritos, nitratos y fosfatos) en dos temporadas contrastantes.	48
8. DISCUSIÓN.....	50
8.1. Bacterias indicadoras de contaminación fecal a través de la técnica de NMP	50
8.2. Variables Ambientales	51
8.3. Coprostanol (5β -cholestan- 3β -ol) en MPS y su relación con los indicadores microbiológicos de contaminación fecal.....	54
9. CONCLUSIONES.....	57
10. RECOMENDACIONES	58
11. LITERATURA CITADA	59

12. ANEXOS 67

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo (EST=Estero, PGT=Punta Gato, LRH=La Herradura, PAL=Palmita, BOY=Boya, BSE=Baja Seas, BKA=Boca, PMG=Pueblo Magdalena, SAR=Sarabia y MFP=Muelle Fiscal Portuario).	11
Figura 2. <i>Enterococcus</i> sp (NMP) en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.	18
Figura 3. Distribución espacial de Enterococos en la superficie y el fondo de Bahía Magdalena B.C.S. México durante 2018. A) Enterococos en superficie durante el mes de mayo; B) Enterococos en el fondo durante el mes de mayo, C) Enterococos en la superficie durante el mes de octubre; D) Enterococos en el fondo durante el mes de octubre.	19
Figura 4. Coliformes fecales (NMP) en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.	21
Figura 5. Distribución espacial de Coliformes totales en la superficie y el fondo de Bahía Magdalena B.C.S. México durante 2018. A) Coliformes en la superficie durante el mes de mayo; B) Coliformes en el fondo durante el mes de mayo, C) Coliformes en la superficie durante el mes de octubre; D) Coliformes en el fondo durante el mes de octubre.	22
Figura 6. <i>Escherichia coli</i> (NMP) en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.	24
Figura 7. Distribución espacial de <i>Escherichia coli</i> en la superficie y el fondo de Bahía Magdalena B.C.S. México durante 2018. A) <i>E. coli</i> en la superficie durante el mes de mayo; B) <i>E. coli</i> en el fondo durante el mes de mayo, C) <i>E. coli</i> en la superficie durante el mes de octubre; D) <i>E. coli</i> en el fondo durante el mes de octubre.	25
Figura 8. Concentración de coprostanol en función de la concentración de <i>E. coli</i> en la materia particulada en suspensión de la laguna de Bahía Magdalena en la superficie. a) mayo, b) octubre.	34
Figura 9. Concentración de coprostanol en función de la concentración de <i>E. coli</i> en la materia particulada en suspensión de la laguna de Bahía Magdalena en el fondo. a) mayo, b) octubre.	35

Figura 10. Valores de la temperatura superficial en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.....	36
Figura 11. Valores de temperatura en el fondo en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.	37
Figura 12. Valores de salinidad superficial en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.	38
Figura 13. Valores de salinidad en el fondo en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.	38
Figura 14. Valores de oxígeno disuelto superficial en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.....	39
Figura 15. Valores de oxígeno disuelto en el fondo en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.....	40
Figura 16. Valores de nitritos superficial en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.	41
Figura 17. Valores de nitritos en el fondo en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.	42
Figura 18. Valores de nitratos superficial en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.	42
Figura 19. Valores de nitratos en el fondo en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.	43
Figura 20. Valores de fosfato superficial en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.	44
Figura 21. Valores de fosfato en el fondo en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.	44
Figura 22. Variables ambientales e indicadores de contaminación antropogénica que contribuyen a la separación de los sitios de muestreo de Bahía Magdalena, Baja California Sur en mayo de 2018, obtenidos con el análisis multidimensional no métrico (nmMDS) con una correlación de Pearson >0.35 con los MDS1 y MDS2; la separación fue estadísticamente diferente PERMANOVA Pseudo - F =2.57, p(MC)=0.041. Temp= temperatura, Cop= coprostanol (% de esteroides totales), <i>E. coli</i> = <i>Escherichia coli</i> , Sal= salinidad, LT por= Porcentaje de lípidos totales, ET (ng L-1) = Esteroides totales.	48

Figura 23. Variables ambientales e indicadores de contaminación antropogénica que contribuyen a la separación de los sitios de muestreo de Bahía Magdalena, Baja California Sur en octubre de 2018, obtenidos con el análisis multidimensional no métrico (nmMDS) con una correlación de Pearson >0.35 con MDS1 y MDS2; la separación fue estadísticamente diferente PERMANOVA Pseudo - F =4.63, $p(\text{MC})=0.006$. Temp= temperatura, Cop= coprostanol, Sal= salinidad, LT mg= Concentración de lípidos totales (ng L⁻¹), ET (ng L⁻¹)= Esteroles totales, Bra= brasicasterol, Prof= profundidad, Sitoste= sitosterol, Entero= enterococos, MPS= materia particulada en suspensión..... 49

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Límites permisibles utilizados para determinar la calidad del agua.....	15
Tabla 2. Perfil de esteroides (% de esteroides totales) de la materia particulada en suspensión (GF/F= 0.7 µm) colectada en tres profundidades de la Laguna Bahía Magdalena. Cop= coprostanol, Occ= Occelasterol, Coleste= colesterol, colest= colestanol, Bras= brasicasterol, Met= 24-metilencolesterol, Cam= campesterol, Est= estigmasterol, Sitoste= β-sitosterol, Sitosta= β-sitostanol, ET= Esteroides totales (ng L ⁻¹), nd= no determinado. En negritas se muestran los promedios. *Diferencias significativas.	27
Tabla 3. Indicadores de contaminación fecal basados en la concentración de coprostanol y su sustrato colesterol y la relación coprostanol entre los dos isómeros productos del colesterol. C= contaminado, NC= no contaminado, nd= no determinado.	31
Tabla 4. Indicadores de contaminación antropogénica, así como las condiciones ambientales de Bahía Magdalena en función de la distancia durante mayo y octubre de 2018. α=intercepto, y β= pendiente o tasa de cambio. Los parámetros en negritas indican que la pendiente es significativamente distinta de cero. a) promedio por estación, b) Superficie, c) Fondo).	46

GLOSARIO

Contaminación microbiológica: Introducción involuntaria o no intencionada de microorganismos infecciosos como las bacterias, levaduras, mohos, hongos, virus, priones, protozoos o de sus toxinas y/o subproductos.

Calidad del agua: Es una medida de la condición del agua en relación con los requisitos de una o más especies bióticas o a cualquier necesidad humana o propósito.

Indicador de la calidad del agua: Es un parámetro o valor derivado de parámetros que sugiere, proporciona información de o describe el estado de calidad de las aguas que se estén estudiando.

Aguas residuales: Son aguas de desechos de las casas, principalmente desechos fecales y urinarios. Aguas negras procedentes de uso doméstico, comerciales o industriales con un grado de pureza variado puede llevar materiales orgánicos disueltos o en suspensión que conducen a la putrefacción. Normalmente contienen de 100 a 300 mg L⁻¹ de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) e incluso más, con una alta porción de bacterias y otros materiales tóxicos.

Procariontes: Término utilizado en la biología para la denominación de aquellos organismos que no disponen de un núcleo celular. Su ADN, por lo tanto, se encuentra esparcido a lo largo del citoplasma.

Biomarcador: Es aquella sustancia utilizada como indicador de un estado biológico. Debe poder medirse objetivamente y ser evaluado como un indicador de un proceso biológico normal, estado patogénico o de respuesta a un tratamiento farmacológico. Los biomarcadores son medidas en los niveles molecular, bioquímico o celular, tanto en poblaciones naturales provenientes de hábitats contaminados, como en organismos expuestos experimentalmente a contaminantes. Este indicador señala la exposición del organismo a sustancias tóxicas y la magnitud de la respuesta del organismo al contaminante.

Eutrofización: Acumulación de residuos orgánicos en el litoral marino o en un lago, laguna, embalse, etc., que causa la proliferación de ciertas algas. Designa el enriquecimiento excesivo en nutrientes de un ecosistema acuático.

Toxicidad: capacidad de una sustancia química de producir efectos perjudiciales sobre un ser vivo, al entrar en contacto con él. Tóxico es cualquier sustancia, artificial o natural, que posea toxicidad (es decir, cualquier sustancia que produzca un efecto dañino sobre los seres vivos al entrar en contacto con ellos).

Perturbaciones antrópicas: Son causadas por factores ajenos a la naturaleza, por ejemplo, la contaminación. Los efectos que generan sobre los ecosistemas pueden ser variados, generalmente, de forma negativa.

Surgencia costera: Es el ascenso a la superficie de masas de agua profundas (que son frías y ricas en nutrientes), debido al movimiento de aguas superficiales mar adentro.

Marea Muerta: Fenómeno de la marea ocurrido cuando las posiciones de la Luna, la Tierra y el Sol forman un ángulo recto (de 90 grados). En este caso, los efectos de la atracción gravitatoria lunar y la solar se contrarrestan, y la marea alta es de menor altura que de lo habitual.

Variable ambiental: descriptor físico, químico, geológico y/o biológico que permite identificar una característica del ambiente.

RESUMEN

Bahía Magdalena (BM) es una región costera que debe conservarse con altos estándares de calidad ambiental debido a su papel ecológico, económico y social. Sin embargo, existe un alto riesgo de contaminación debido a las actividades turísticas, pesqueras, y a la falta de un sistema de tratamiento para aguas residuales en Puerto San Carlos. En este trabajo se evaluaron los principales parámetros físicos, químicos, e indicadores de contaminación fecal, con el propósito de identificar las zonas de mayor impacto antropogénico, y con ello, coadyuvar al establecimiento de medidas, para minimizar el impacto sobre este ecosistema costero. Se realizaron tres muestreos (mayo, octubre y diciembre de 2018) en los que se obtuvieron muestras de agua en superficie, media agua y fondo, en una red de diez estaciones del litoral de BM. En cada estación se midió temperatura y salinidad, además, se tomaron muestras para el análisis de microorganismos (Coliformes Totales (CT), *Escherichia coli* (*E. coli*) y Enterococos, materia particulada en suspensión (MPS), lípidos totales, coprostanol, nutrientes y oxígeno disuelto. Se realizó la determinación y cuantificación del número más probable (NMP) de CT y *E. coli* utilizando el sistema IDEXX® Colilert y para enterococos, el sistema IDEXX® Enterolert. Los resultados mostraron que independiente de la época del año, todos los sitios, exceptuando Punta Gato (PGT) en el mes de mayo, presentaron concentraciones de CT y enterococos por encima del límite máximo permisible (LMP), mientras que *E. coli* sobrepasó el LMP en el 20% de los sitios en mayo y en el 50 % en octubre. El coprostanol mostró diferencias significativas en función de la profundidad con valores de 0.1% en superficie y 0.5% en el fondo. Así mismo se encontró una relación directamente proporcional significativa en la superficie, entre la concentración de coprostanol y *E. coli*; sin embargo, la mayor concentración de *E. coli* se presentó en octubre y probablemente la limpieza de Bahía Magdalena en mayo se deba a la entrada de la Corriente de California.

ABSTRACT

Bahía Magdalena (BM) is a coastal region that must be preserved with high environmental quality standards due to its ecological, economical and social role. However, there is a high risk of contamination due to tourism, fisheries, and the lack of a wastewater treatment system in Puerto San Carlos. In this work, the main physical, chemical parameters and indicators of faecal contamination were evaluated, in order to identify the areas with the greatest anthropogenic impact, and with this, helping the establishment of impact minimizing measures on this coastal ecosystem. Three samplings seasons were carried out on May, October and December 2018. Surface, medium-water and bottom water samples were obtained in a network of ten stations on the BM coast. At each station, temperature and salinity were measured, in addition, samples were taken for the analysis of microorganisms (Total Coliforms (CT), *Escherichia coli* (*E. coli*) and enterococci), particulate matter in suspension (MPS), total lipids, coprostanol, nutrients and dissolved oxygen. The most probable number (NMP) of CT and *E. coli* was determined and quantified using the IDEXX® Colilert system and for enterococci, the IDEXX® Enterolert system. The results showed that regardless of the time of year, all the sites, except for PGT in the month of May, presented CT and enterococcal concentrations above the maximum permissible limit (LMP), while *E. coli* exceeded the LMP in 20% of sites in May, and 50% in October. Coprostanol showed significant differences as a function of depth with values of 0.1% on the surface and 0.5% on the bottom. Likewise, a significant positive linear regression was found on the surface, between the concentration of coprostanol and *E. coli*; however, the highest concentration of *E. coli* occurred in October probably because during may the California Current enters into Bahía Magdalena.

1. INTRODUCCIÓN

Las costas del Pacífico Mexicano son conocidas por la elevada biodiversidad de especies y ecosistemas marinos que presentan, volviéndose muy atractivas para el desarrollo de diversas actividades económicas, turísticas y pesqueras. Aunque se han dedicado enormes esfuerzos a la protección y conservación de estas zonas, las constantes actividades antropogénicas que tienen lugar han provocado el deterioro de la seguridad, la salud y las condiciones ambientales. El efecto provocado por estas actividades puede resultar en una contaminación que afecte tanto al entorno ambiental como a la población humana (Barrera *et al.*, 2014).

Los desechos domésticos e industriales se vierten a estos ecosistemas acuáticos sin previo tratamiento o pobremente tratados lo que constituye una fuente constante de deterioro del medio ambiente (Campos-Pinilla *et al.*, 2008; Murrel *et al.*, 2013).

El complejo lagunar Bahía Magdalena-Almejas es uno de los ecosistemas con mayor biodiversidad y atractivo ecoturístico y pesquero en el Estado de Baja California Sur, México, donde habitan especies tropicales, templadas y de transición (Funes-Rodríguez *et al.*, 2007; Díaz-Castañeda y León-González, 2007). Además, es un cuerpo de agua costero muy productivo, ya que alberga algunas de las pesquerías más importantes de la costa sudcaliforniana y tiene un gran potencial acuícola. Actualmente se pescan peces pelágicos menores (sardina, anchoveta), almejas, jaibas y camarón, (Ojeda-Ruiz de la Peña y Ramírez-Rodríguez, 2012).

La pesca ribereña y el maricultivo generan desechos, aunados a la descarga de los desechos generados en el Muelle Fiscal Portuario, la actividad de la Central Termoeléctrica y el incremento de la población de Puerto San Carlos.

Determinar el tipo de microorganismos presentes en el agua y su concentración proporciona herramientas para conocer la calidad de la misma y para la toma de decisiones en relación al control de vertidos, tratamiento de aguas y conservación de ecosistemas, evitando así el riesgo de contaminación de las personas y el ambiente (Pulido *et al.*, 2005). Si bien la calidad del agua se define como la relación cuantitativa entre la densidad del indicador y el riesgo potencial para su uso. Los estándares de calidad del agua están descritos en términos de concentraciones permisibles para un uso

determinado de un cuerpo de agua costero y generalmente están establecidos por una serie de reglamentos oficiales (Flores-Mejía *et al.*, 2011). La alternativa para realizar un control confiable, económico y rápido de la calidad microbiológica del agua es a través del uso de indicadores de contaminación fecal (Pulido *et al.*, 2005).

Los microorganismos indicadores son aquellos que tienen un comportamiento similar a los patógenos en cuanto a concentración en las aguas y su reacción frente a factores ambientales (Méndez *et al.*, 2010). Una vez que se ha demostrado la presencia de estos grupos indicadores, se puede inferir qué microorganismos patógenos se encuentran presentes y su comportamiento frente a diferentes factores como pH, oxígeno disuelto, temperatura, presencia de nutrientes, etc. (Avila *et al.*, 2009). Entre los indicadores de contaminación fecal más utilizados se encuentran los coliformes totales, *Escherichia coli* (*E. coli*) y los enterococos (Rossen *et al.*, 2008). Todos los coliformes pertenecen a la familia Enterobacteriaceae. Se definen como bacterias Gram negativas en forma bacilar que fermentan la lactosa a temperatura de 35 a 37°C y producen ácido y gas (CO₂) en 24 h. Además, pueden ser aerobias o anaerobias facultativas, no forman esporas y presentan actividad enzimática β -galactosidasa. Entre ellas se encuentran los géneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Enterobacter* y *Klebsiella* (Santiago *et al.*, 2012). Su velocidad de mortalidad depende de los efectos de la luz solar, las poblaciones de otras bacterias presentes, la temperatura y composición química del agua. La presencia de coliformes en el agua es indicativa de una contaminación fecal reciente y constituye un indicador de degradación de los cuerpos de agua (Pulido *et al.*, 2005). Los coliformes termotolerantes, denominados así porque soportan temperaturas hasta de 45°C, comprenden un número muy reducido de microorganismos, los cuales son indicadores de calidad por su origen. En su mayoría están representados por *Escherichia coli* (Badgley *et al.*, 2011). Los *Enterococcus sp.* son bacterias Gram positivas, este género es considerado como el indicador bacteriológico más eficiente para evaluar la calidad de agua de mar para uso recreativo, debido a que es muy resistente a las condiciones salinas del medio y son capaces de crecer a temperaturas de 10 a 45°C (Vergaray *et al.*, 2007; Flores-Mejía *et al.*, 2011).

Los parámetros fisicoquímicos dan una información extensa de la naturaleza de las especies químicas del agua y sus propiedades físicas. Sin embargo, no aportan información de su influencia en la vida acuática; mientras que los métodos biológicos aportan esta información, pero no señalan nada acerca del contaminante o los contaminantes responsables, por lo que muchos investigadores recomiendan la utilización de ambos en la evaluación del recurso hídrico (Orozco *et al.*, 2005).

Unas de las metodologías más utilizadas para evaluar la contaminación costera por microorganismos son la filtración con membrana y el método de tubo múltiple, este último consta de tres etapas (presuntiva, confirmativa y complementaria) que deben complementarse para el análisis rutinario del agua (Köster *et al.*, 2003). Sin embargo, se han desarrollado metodologías más recientes basadas en la Tecnología de Sustrato Definido (Sistema IDEXX Colilert y Enterolert), las cuales constituyen una prueba eficaz y rápida en la detección de los indicadores sanitarios de calidad del agua. Éstas funcionan a través de la tecnología de sustrato definido, donde la prueba Colilert detecta de forma simultánea los coliformes totales y *E. coli* mediante dos nutrientes indicadores, ONPG (o-nitrophenyl β -D-galactopyranoside) y MUG (4-methyl-umbelliferyl β -D-glucuronide), que son las principales fuentes de carbono y pueden ser metabolizados por la enzima β -galactosidasa de los coliformes totales, y por la enzima β -glucuronidasa de *E. coli*, respectivamente. Enterolert usa el nutriente indicador 4-methyl-umbelliferyl β -D-glucuronide, el cual es metabolizado por la enzima glucosidasa de los enterococos. Dichas metodologías permiten procesar un mayor número de muestras y minimizar los materiales y reactivos empleados. De acuerdo con los fabricantes, ninguno de los dos métodos requiere confirmación (Arboleda-Baena *et al.*, 2016). La forma de cuantificar las bacterias se realiza por el método del Número Más Probable (NMP), técnica que se basa en las leyes de probabilidades y se utiliza para obtener una estimación del número de bacterias en una muestra (García *et al.*, 2004).

Además de los indicadores microbiológicos, también se pueden usar indicadores bioquímicos para determinar la contaminación fecal. Uno de estos indicadores es el Coprostanol. Este es un esteroide encontrado en las heces humanas, es un compuesto producido en el tracto intestinal por reducción microbiana del colesterol, que es el tipo de

esterol más común en animales (Dutka *et al.*, 1974; Tabak *et al.*, 1972). Constituye aproximadamente el 60% del total de esteroides en las heces humanas, y se ha propuesto como un indicador específico de aguas residuales antropogénicas, especialmente en aguas marinas de áreas urbanizadas (Leeming *et al.*, 1996). En condiciones aeróbicas se degrada rápidamente, por lo que su detección en ambientes oxigenados se considera como un indicador de una contaminación reciente por aguas residuales domésticas; no obstante, en condiciones anóxicas su degradación ocurre muy lentamente, lo que permite el análisis de sus concentraciones como un biomarcador del curso de la contaminación fecal generada por el vertido de aguas residuales domésticas. Un aspecto importante que tiene es que nos permite verificar la fiabilidad de los indicadores bacterianos (González, 2002).

Los esteroides también se han utilizado como biomarcadores de la fuente de carbono orgánico para distinguir entre fuentes naturales y antropocéntricas en ecosistemas costeros (Carreón-Palau, 2015, Carreón-Palau *et al.*, 2017). El tipo de esteroide más común en los animales es el colesterol, que es vital para la estructura de la membrana de la célula animal, y funciona como un precursor de vitaminas solubles en grasas y hormonas esteroideas. En los hongos, el ergosterol está presente en las membranas celulares y cumple una función similar al colesterol en células animales. Los esteroides en las células autótrofas de plantas y fitoplancton son llamados fitosteroides, y son compuestos muy similares al colesterol pero que varían en la cadena lateral o en la presencia y/o ausencia de dobles enlaces. Entre ellos están: el campesterol, sitosterol y estigmasterol comunes en plantas vasculares como el manglar y los pastos marinos, el brassicasterol en algas rojas, 24-metilcolesterol y episterol comunes en diatomeas, y el fucosterol común en macroalgas cafés (Del Angel-Rodríguez *et al.* 2017).

2. ANTECEDENTES

2.1. Calidad microbiológica del agua

De acuerdo con el proyecto Interacciones Tierra-Océano en la Zona Costera (LOICZ de sus siglas en inglés) las lagunas costeras se encuentran en constante riesgo debido a factores como el incremento de la población, el continuo aporte de desechos al océano, el incremento en el nivel del mar, el efecto del cambio climático, entre otros (Botello *et al.*, 2011). El creciente aumento de la población en las zonas costeras provoca daños al medio ambiente al requerir de los recursos de materia y energía, además del inapropiado manejo de los desechos. Estas alteraciones se reflejan en una disminución de la calidad de agua (Vitousek *et al.*, 1997).

La calidad del agua se ha estudiado en Bahías con gran actividad turística como la Bahía de Acapulco, donde midieron las concentraciones de coliformes fecales y enterococos fecales. Debido a la concentración elevada de microorganismos que encontraron recomendaron que la Playa Olvidada no sea utilizada para recreación (Saldaña-Fabela *et al.* 2014).

Por otra parte, otro estudio realizado por Barrera-Escorcía (2014), sobre la calidad microbiológica del agua de la Bahía de Acapulco, mostró que no sobrepasaba los límites permisibles. Fernández-Rendón y Barrera-Escorcía (2014) realizaron una revisión de los trabajos publicados sobre contaminación microbiológica en playas turísticas del Pacífico Mexicano, donde describen algunos patógenos que pueden aportarse en el agua residual a la zona costera y que representan un riesgo a la salud humana, sin embargo, no se incluye el litoral de Bahía Magdalena.

El único trabajo que evaluó la calidad del agua en el estero de San Carlos, B.C.S., donde las bacterias coliformes estuvieron por encima del límite de detección, en 1011 NMP/100ml asociadas con las descargas de aguas residuales que desembocan al estero Caneva-Silva (2017). Además, menciona que la Comisión Estatal para la Protección contra los Riesgos Sanitarios (COEPRIS) y el Comité Estatal de Sanidad Acuícola de Baja California Sur (CESABCS) reportaron la presencia ocasional de organismos indicadores de deterioro ambiental, como los coliformes fecales, en algunos sitios de

Bahía Magdalena según el Programa Mexicano de Sanidad de Moluscos Bivalvos, Comité Baja California Sur (PMSMB/CBCS 2009).

Esta problemática ha venido en aumento con el incremento de la población, la cual en 2010 era de 5538 habitantes (INEGI, 2010) y en la actualidad es de aproximadamente 8000 habitantes.

Según las autoridades estatales, se iba a llevar a cabo la construcción de una planta de tratamiento de aguas residuales y de una red de alcantarillado y drenaje en Puerto San Carlos (MIA, 2008). Sin embargo, hasta la actualidad no se han cumplido esos objetivos. Además, las descargas residuales siguen llegando a la laguna sin previo tratamiento y se continúa con la extracción de productos de interés comercial que tienen el riesgo de estar contaminados, principalmente los que consumen los habitantes cercanos, ya que no le dan ningún tratamiento previo como por ejemplo a los organismos filtradores.

2.2. Indicador bioquímico de contaminación fecal

Algunos investigadores han utilizado la relación entre las concentraciones de coprostanol y *E. coli* como indicadores de la calidad del agua (Isobe *et al.*, 2004). Otros estudios han mostrado a nivel mundial el intervalo de concentraciones de coprostanol en diferentes climas (Kolm *et al.*, 2018) y en el Golfo de México (Carreón-Palau *et al.*, 2017).

El único estudio en México que mide las concentraciones de coprostanol en agua de mar, es el realizado por Carreón-Palau *et al* (2017) en el Golfo de México en zonas de arrecifes de corales durante el año 2008. El presente trabajo, es la primera aproximación en México para relacionar la concentración de coprostanol con el número más probable de coliformes, similar al estudio de Isobe *et al.* (2004) que se realizó en Tokio, Japón. La relación entre coliformes y coprostanol de Bahía Magdalena se podría usar en lagunas antiestuarinas subtropicales.

Existen diferentes regulaciones sanitarias estándares para la calidad del agua en los diferentes países, debido a la mayor supervivencia de bacterias en aguas tropicales. Por ejemplo, el límite para el agua de uso recreativo en Japón es de 1000 células de *E. coli*

por 100 ml de agua, mientras que en Canadá el límite es de 200 por 100 ml y en la Unión Europea el límite es de 2000 por 100 ml (Isobe *et al.*, 2002; Carreón-Palau *et al.*, 2017).

El límite de coprostanol sugerido para aguas marinas tropicales por Isobe *et al.* (2002) es de 30 ng L⁻¹ para períodos de lluvia y de 100 ng L⁻¹ para períodos de secas (Isobe *et al.*, 2004), correspondientes a 1000 células de *E. coli* por cada 100 ml de agua.

Las muestras de sedimentos con una relación de 5*b*-coprostanol/colesterol mayor a 0.2 se pueden considerar contaminadas por materia fecal (Grimalt and Albaigés, 1990). La proporción de los isómeros 5*a*-colestanol y 5*b*-coprostanol es usada como otro indicador de contaminación fecal humana. El isómero 5*a*-colestanol es formado por bacterias y generalmente no tiene un origen fecal. Sin embargo, las muestras con proporciones de coprostanol/(coprostanol+colestanol) > 0.7 deben estar contaminadas con heces fecales humanas y las que tienen valores <0.3 pueden considerarse como no contaminadas. Las muestras con valores intermedios no se pueden clasificar solo en base a esta proporción. (Bujagic *et al.*, 2016; Carreón-Palau *et al.*, 2017).

3. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

Bahía Magdalena es una laguna costera con abundantes recursos marinos que debe ser mantenida con altos estándares de calidad ambiental. Sin embargo, es una zona donde existe un alto riesgo de contaminación debido a la falta de servicios municipales en el poblado de Puerto San Carlos y a la producción de desechos sólidos y disueltos por las actividades turísticas y pesqueras.

La contaminación de estas aguas presenta un carácter potencialmente crítico en la actualidad por lo que se hace necesario determinar las fuentes de contaminación microbiológica fecal que afectan la laguna y el grado de afectación de la misma, con el propósito de minimizar la contaminación y su impacto en estos ecosistemas marinos.

4. HIPÓTESIS

La contaminación microbiológica en Bahía Magdalena va a estar concentrada en las zonas de mayor influencia antropogénica.

5. OBJETIVO GENERAL

Evaluar el grado de contaminación microbiológica de origen antropogénico en Bahía Magdalena y su tasa de dispersión en función de la distancia en dos temporadas contrastantes.

5.1. Objetivos específicos

1. Determinar la contaminación microbiológica de origen antropogénico cuantificando la biomasa de coliformes totales, fecales y enterococos a través de la técnica de Número Más Probable (NMP). Así como la concentración de coprostanol como indicador de heces fecales humanas.
2. Establecer la relación entre la concentración de coprostanol (5β -cholestan- 3β -ol) y el NMP de bacterias indicadoras de contaminación fecal.
3. Evaluar la relación entre la biomasa de coliformes totales, fecales, enterococos y coprostanol y la distancia al Puerto de San Carlos.
4. Evaluar la correlación de los indicadores de contaminación fecal con las variables ambientales de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y nutrientes (nitritos, nitratos y fosfatos) en dos temporadas contrastantes.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1. Área de estudio

El complejo lagunar Bahía Magdalena-Almejas se localiza en la costa sur-occidental de la península de Baja California Sur en $24^{\circ} 16'$ y los $25^{\circ} 45'$ de latitud Norte y $111^{\circ} 20'$ y $112^{\circ} 18'$ de longitud Oeste (Sánchez-Montante *et al.*, 2007). Bahía Magdalena es una laguna de origen tectónico separada del océano por una barrera formada por levantamientos rocosos. Tiene forma de herradura, con una profundidad máxima de 45 m en la boca y hacia el interior presenta áreas con profundidades < 15 m principalmente sobre los márgenes norte y este de la laguna. Los canales interiores, con una profundidad máxima de 15 m, son erosionados por el flujo y reflujo de las corrientes de mareas y están bordeados por zonas someras con profundidad promedio de 3 m. Está comunicada con mar abierto, a través de una amplia boca de acceso de 5.6 km de ancho, ubicada entre Punta Entrada (Isla Magdalena) y Punta Redonda (Isla Margarita) (Fig. 1). Su comportamiento hidrológico es consistente con su condición antiestuarina y subtropical; la salinidad es mayor de 34 y la temperatura superficial varía entre 17° y 29° C entre invierno y verano (Santamaría-Gallegos *et al.*, 2007). Está ubicada en la zona de transición de las regiones tropical y templada, debido a esto recibe el aporte periódico de las corrientes de California y Mexicana, las cuales son impulsadas por los patrones estacionales del viento (Cervantes-Duarte *et al.*, 2013), los cuales predominan del Noroeste-Sureste, siendo los principales responsables de los eventos de surgencia costera por forzamiento de viento, con una mayor intensidad entre febrero y mayo, mientras que los vientos del Sur son más predominantes entre julio y septiembre (Zaytsev *et al.* 2003). La mayor densidad poblacional se encuentra en el poblado de San Carlos, localizado al interior de la bahía cerca de dos de los sitios de muestreo (Estero y Muelle Fiscal Portuario).

6.2. Trabajo de campo

Durante el 2018 se llevaron a cabo tres muestreos en el litoral de BM, en los meses de mayo, octubre y diciembre; en una red de diez sitios ubicados alrededor de la laguna (Fig.1). Se colectaron muestras en tres profundidades de la columna de agua; superficie,

media agua y fondo en las estaciones más profundas (Palmita, Boya, Baja Seas, Boca y Pueblo Magdalena) y en superficie y fondo en las más someras (Estero, Punta Gato, La Herradura, Sarabia y Muelle Fiscal Portuario). Estos muestreos fueron realizados durante los períodos de mareas muertas bajo el supuesto de tener una menor influencia oceánica.

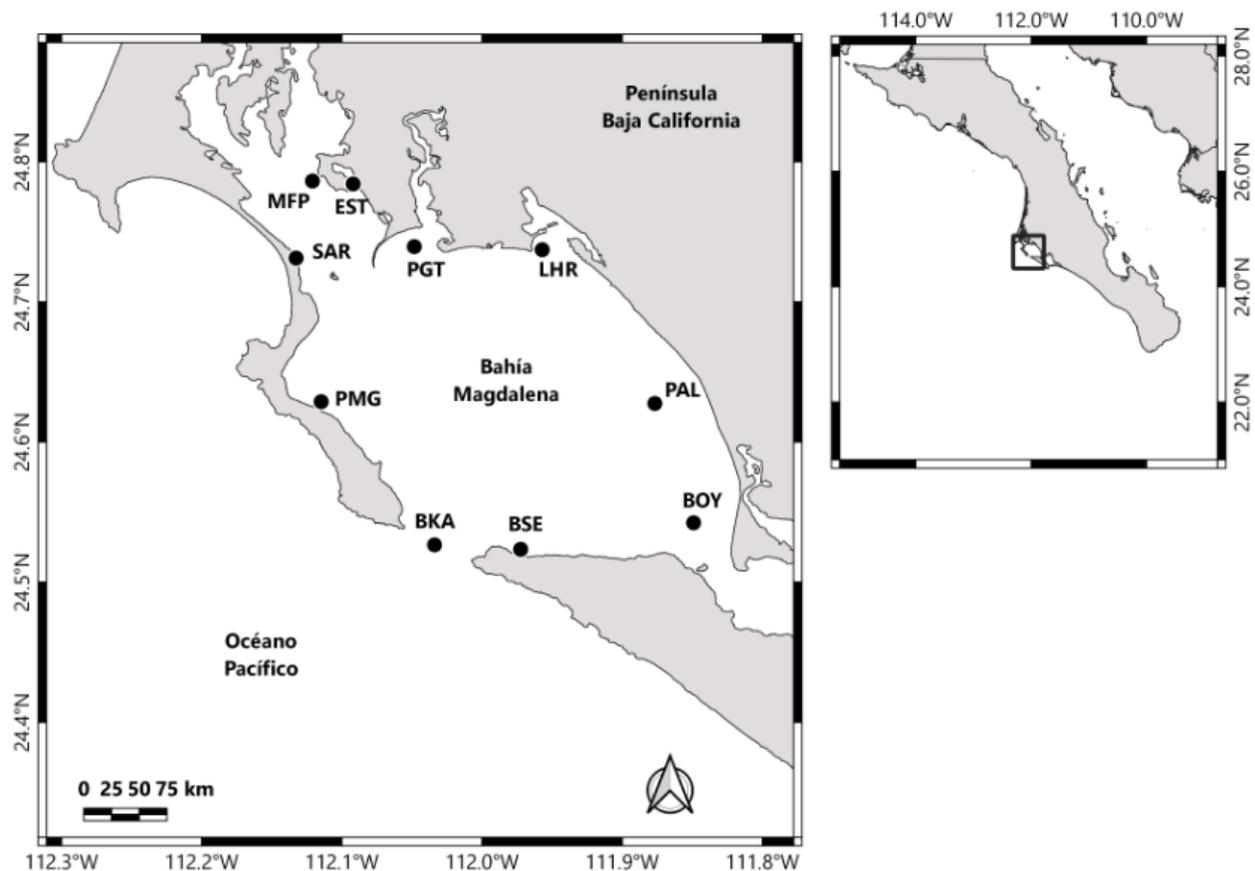


Figura 1. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo (EST=Estero, PGT=Punta Gato, LHR=La Herradura, PAL=Palmita, BOY=Boya, BSE=Baja Seas, BKA=Boca, PMG=Pueblo Magdalena, SAR=Sarabia y MFP=Muelle Fiscal Portuario).

En cada sitio se midieron la temperatura, la salinidad y la profundidad con un CTD Seabird-19 en la columna de agua, y se tomaron muestras con una botella Niskin, de 5 L de capacidad para el análisis de biomasa de bacterias, material particulado en suspensión (MPS), oxígeno disuelto (OD), nitritos, nitratos y fosfatos.

Las muestras para evaluar la contaminación fecal se tomaron en frascos de polipropileno estériles de 100 mL y para nutrientes y MPS (para la detección y cuantificación de coprostanol) en frascos de plástico de 1.5 L previamente lavados con HCl diluido (5%). Las muestras para nutrientes y MPS se transportaron en una hielera a 4°C al laboratorio y posteriormente se congelaron a -10°C hasta su análisis.

6.3. Identificación y cuantificación de coliformes totales, coliformes fecales y enterococos a través de la técnica de Número Más Probable (NMP)

La determinación y cuantificación de coliformes totales y *Escherichia coli*, se realizó mediante el sistema IDEXX Colilert y para enterococos el Sistema IDEXX Enterolert.

Para ambos se siguió el procedimiento indicado por el proveedor, brevemente: Se añadió el reactivo a 100ml de muestra, se tapó y se agitó para mezclar, se añadió la mezcla de la muestra y el reactivo a la bandeja, posteriormente se selló la bandeja e incubó a 37°C por 24 horas. Después de la incubación, se revisaron las bandejas para observar y registrar posibles cambios en coloración. El color amarillo indica la presencia de coliformes totales y aquellos pocillos que presentaran fluorescencia, al ser expuestos a luz ultravioleta de 365 nm indican la presencia de *Escherichia coli* y para enterococos sólo los pocillos en los cuales se detecte fluorescencia son indicados como positivos. Luego se contaron los pocillos positivos y se consultó la Tabla de Número Más Probable (NMP). Estas pruebas son fáciles, rápidas y no requieren confirmación, además son altamente sensibles ya que detectan hasta una bacteria cada 100 mL de agua (Laboratorios IDEXX, https://www.idexx.com/en/water/products/?cy=y_category_253&cx=x_category_259&cx=x_category_260&ts=all).

6.4. Identificación y cuantificación de coprostanol (5β -cholestan- 3β -ol) en MPS

La concentración de coprostanol en MPS, se determinó de acuerdo a Carreón-Palau *et al.*, (2017). Se filtraron aproximadamente 1.5L de agua, utilizando filtros GFF de fibra de vidrio de 47 mm de diámetro y 0.7 micras de tamaño de poro nominal. Los filtros se pre-quemaron a 500°C para eliminar la materia orgánica y se pesaron hasta obtener un peso constante. Después de la filtración el filtro se enjuagó con agua destilada para eliminar las sales y se guardó en congelación a -20°C. Después, dicho filtro se liofilizó para eliminar el agua y se pesó para obtener el peso seco del MPS. Para el cálculo se consideró el volumen exacto de agua filtrada. Luego de tener el peso del MPS la extracción de la fracción lipídica se realizó con una mezcla de cloroformo: metanol: agua 1: 2: 0.6, respectivamente. Cada filtro se colocó en un tubo de ensayo y se le agregaron 3mL de dicha mezcla y 5 μ L de del antioxidante butil hidroxitolueno (BHT) a una concentración de ($1 \mu\text{g } \mu\text{L}^{-1}$). Posteriormente los tubos se introdujeron en un sonicador durante 20 minutos, se añadió 1mL de agua a cada tubo para separar las fases y se volvió a sonicar por 20 minutos. Luego se centrifugaron a 400 g o 1200 rpm durante 20 minutos y cuidadosamente se extrajo la fracción lipídica que se encuentra en la fase inferior. Cada muestra se secó con nitrógeno gaseoso y se pesó en una microbalanza para determinar los lípidos totales por diferencia de peso con el peso de los tubos vacíos.

Una vez obtenidos los lípidos totales se transportaron al Ocean Science Centre de la Memorial University of Newfoundland, Canada, donde se derivatizó el extracto lipídico con la intención de obtener ácidos grasos metil esterificados y evitar que la columna del cromatógrafo se sature con compuestos de alto peso molecular como los triglicéridos y fosfolípidos que se obtienen en el extracto lipídico (Hixson *et al.*, 2013). Después los esteroides se trimetilsililaron con 100 μ L de bis-trimetil silil-trifluoro acetamida (BSTFA) Supelco: 3-2024 a 85°C durante 15 min, se recuperaron en hexano y se analizaron en un cromatógrafo de gases- detector de masas Hewlett Packard 6890 GC-MS con una columna DB-5 30 m 0.32 mm x 0.25 mm. Los picos de los esteroides se identificaron con los tiempos de retención de estándares de colesterol, campesterol y β -sitosterol (Sigma-Aldrich) y la interpretación de sus espectros de masas (Carreón-Palau *et al.*, 2017). La

cuantificación se realizó por interpolación con una curva de calibración de colesterol, campesterol y sitosterol de 10 a 200 $\mu\text{g mL}^{-1}$. El volumen de hexano se ajustó para obtener una concentración de cada esteroles en el rango lineal medible. Las áreas fueron integradas con el software Wsearch 32 (Wsearch, 2008; versión 1.6, 2005). Esta proporción se relacionó con la fracción de esterols con respecto a la de biomasa seca para obtener la concentración del coprostanol por unidad de biomasa seca (ng mg^{-1}) y el con respecto al volumen filtrado (ng L^{-1}).

6.5. Análisis de nutrientes inorgánicos y oxígeno disuelto

La cuantificación de los nutrientes (nitritos, nitratos y fosfatos) se realizó mediante métodos espectrofotométricos de acuerdo con Strickland y Parsons (1972). Las muestras de agua fueron filtradas al vacío utilizando filtros GFF de 47 mm de diámetro. El volumen filtrado se separó en frascos plásticos para el análisis de cada nutriente.

Nitritos

La muestra se hizo reaccionar con una amina aromática primaria (sulfanilamida) para diazotar el ion nitrito, acoplando el ion diazo resultante con otra amina aromática (N-1-etien diamina) en una reacción que lleva a la formación de un compuesto azo rosado, cuya absorbancia es proporcional a la cantidad de nitrito inicialmente presente (Bendschneider y Robinson, 1952).

Nitratos

El ion nitrato de agua de mar se reduce cuantitativamente a ion nitrito, cuando la muestra pasa a través de una columna que contiene cadmio recubierto con cobre coloidal. Como la reducción debe realizarse a un pH cercano a 8.5 antes de pasar la muestra por la columna, se trata con solución de cloruro de amonio, que actúa como buffer y a la vez da origen a complejos de cadmio y otros iones eliminando de esta forma las interferencias que ellos pueden causar al precipitarse durante el análisis (Morris y Riley 1963). Para obtener la concentración de nitrato se debe restar la concentración de nitrito de la muestra.

Fosfatos

Los iones fosfato reaccionan con una solución que contiene ácido molíbdico, ácido ascórbico y antimonio trivalente que actúa como catalizador. El heteropoliácido complejo resultante se reduce in situ para dar una coloración azul.

Oxígeno Disuelto (OD)

Las muestras fueron fijadas en el campo con sulfato manganeso y alcalí-yoduro acida, una vez llegadas al laboratorio se les añadió ácido sulfúrico concentrado y se titularon con tiosulfato de sodio utilizando almidón como indicador de color, siguiendo la metodología de Winkler.

6.6. Normas de Calidad del agua y Criterios Ecológicos Vigentes

El nivel de la calidad sanitaria del agua se determinó conforme a los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89 y la Norma Oficial Mexicana-Semarnat-1996 (NOM-001). En la Tabla 1 se muestran los valores de los límites permisibles utilizados en este trabajo.

Tabla 1. Límites permisibles utilizados para determinar la calidad del agua.

Variables	Límites
Oxígeno Disuelto	5 mg l ⁻¹ (3.5 ml l ⁻¹)
Nitritos	0.002 mg l ⁻¹ (0.04 μM)
Nitratos	0.04 mg l ⁻¹ (0.64 μM)
Fosfatos	0.002 mg l ⁻¹ (0.02 μM)
Coliformes	200 NMP
Enterococos	500 NMP
Sólidos suspendidos	75 (mg l ⁻¹)
Aceites y grasas	15 (mg l ⁻¹)

6.7. Análisis estadístico

Se llevaron a cabo análisis estadísticos para probar si existían diferencias significativas entre los meses analizados para las variables ambientales utilizadas. Para esto, se realizó un análisis de varianza (ANOVA), utilizando el paquete estadístico del programa SigmaPlot (versión 11.0).

La hipótesis será cierta si existe una relación inversamente proporcional entre la concentración de bacterias, así como de coprostanol con la distancia desde el estero de San Carlos hasta la boca de BM independientemente de la temporada del año. La misma se probó estadísticamente mediante un análisis de covarianza (ANCOVA). Las dos variables explicatorias o independientes son la distancia y la temporada. La distancia es la variable continua mientras que los meses de mayo y octubre son los dos niveles de la variable categórica que fue la temporada. El ANCOVA se realizó con el software Minitab (versión 15.1.1.0.2007).

La correlación de los indicadores de contaminación fecal con las variables ambientales de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y nutrientes (nitritos, nitratos y fosfatos) y el porcentaje de los esteroides, se realizó mediante un análisis multidimensional no métrico (MDS) basado en el coeficiente de similitud de Bray-Curtis con el programa PRIMER versión 6.16 y PERMANOVA+ versión 1.0.6 (PRIMER E, Plymouth, UK). Debido a que las variables tienen diferentes magnitudes y escalas se estandarizaron previamente.

7. RESULTADOS

7.1. Bacterias indicadoras de contaminación fecal a través de la técnica de NMP

Las concentraciones de bacterias indicadoras de contaminación fecal fueron elevadas a lo largo de todos los muestreos, pero cabe señalar que durante el muestreo realizado en el mes de mayo no se pudo cuantificar el valor exacto de enterococos y coliformes totales en la mayoría de los sitios de muestreo, debido a que como no se realizaron diluciones a las muestras de agua colectadas, las bandejas de los sistemas IDEXX alcanzaron su valor máximo cuantificable, o sea todos los pocillos daban positivo. Esto sucedió debido a que no se esperaban valores tan elevados en la bahía. Ya para el muestreo de octubre

y diciembre si se realizaron diluciones, aunque en los sitios más cercanos al poblado de San Carlos (EST y MFP) se siguió alcanzando el valor máximo.

Las biomásas de enterococos en Número Más Probable (NMP) en mayo, octubre y diciembre se muestran en la Fig. 2 (Anexo I). En mayo en casi todas las estaciones, el NMP de *Enterococcus sp* estuvo por encima del Límite Máximo Permisible (LMP) según las normas nacionales (NMP = 500), excepto en la estación BKA en la muestra de media agua y fondo y en la estación PMG en las tres profundidades. En octubre solo la estación PMG en superficie y media agua y la estación SAR en superficie, no estuvieron por encima del LMP, en el muestreo de diciembre se sobrepasó el límite a en todos los sitios a excepción de la superficie de la estación BKA. En la figura 3 se muestra la distribución espacial de enterococos en NMP. En el mes de mayo donde se observa un patrón de dilución que va desde las zonas más internas de la bahía hacia las externas, tanto en la superficie (Fig. 3A), como en el fondo (Fig. 3B). Claramente se observa más contaminación en el mes de octubre cuando no se puede observar tan marcado dicho patrón debido a la elevada concentración de enterococos, que llega más allá de la mitad de la Bahía en la superficie (Fig. 3C) y prácticamente hasta la boca en el fondo (Fig. 3D).

RESULTADOS

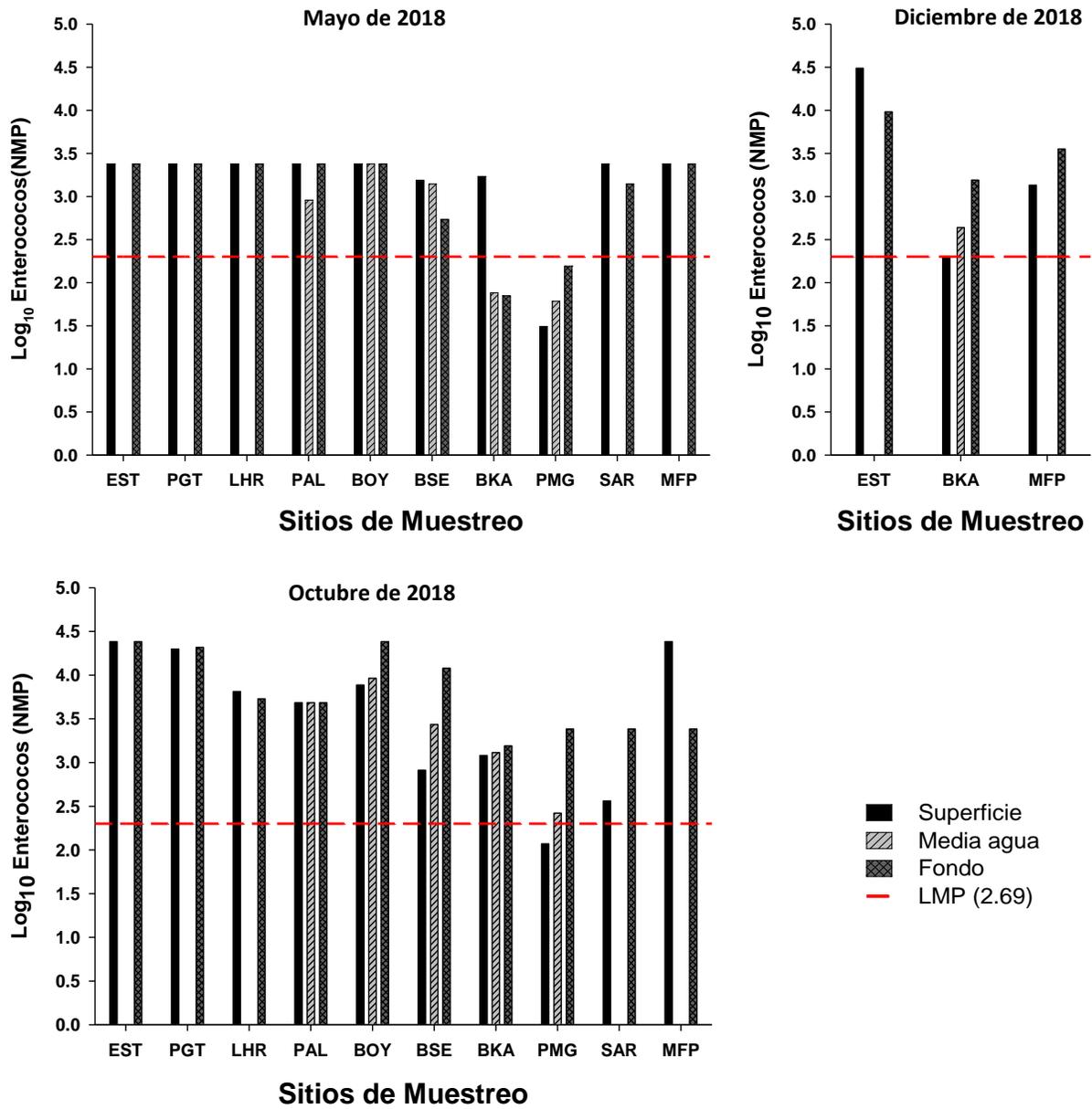


Figura 2. *Enterococcus* sp (NMP) en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.

RESULTADOS

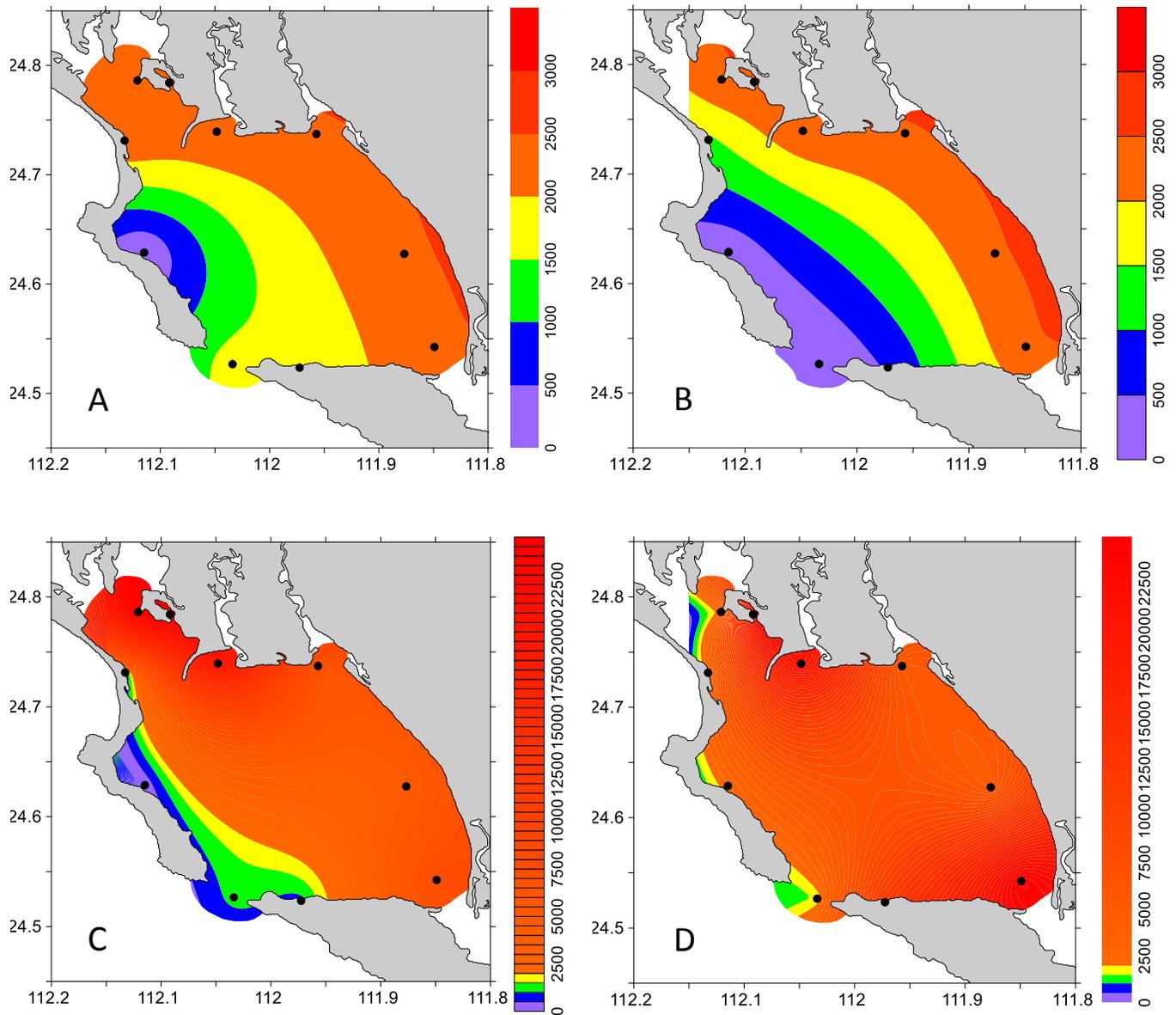


Figura 3. Distribución espacial de Enterococos en la superficie y el fondo de Bahía Magdalena B.C.S. México durante 2018. A) Enterococos en superficie durante el mes de mayo; B) Enterococos en el fondo durante el mes de mayo, C) Enterococos en la superficie durante el mes de octubre; D) Enterococos en el fondo durante el mes de octubre.

Las concentraciones de coliformes fecales siguieron un patrón similar a las de enterococos en el mes de mayo, sin embargo, en el mes de octubre todas las estaciones

sobrepasaron el LMP (NMP = 200) según la NOM 001 y los CE-CCA-001/89 (Fig. 4, Anexo I). En la figura 5 se muestra la distribución espacial de los coliformes totales en NMP. En el mes de mayo donde se observa un patrón de dilución que va desde las zonas más internas de la bahía hacia las externas, tanto en la superficie (Fig. 5A), como en el fondo (Fig. 5B). Similar a los que se observó con los enterococos se observa más contaminación en el mes de octubre cuando no se puede observar tan marcado dicho patrón debido su la elevada concentración que llega hasta la boca de la Bahía en la superficie (Fig. 5C), la única zona en la que disminuye es en la estación PMG, mientras que en el fondo prácticamente toda la bahía muestra más de 4000 NMP de coliformes totales (Fig. 5D).

RESULTADOS

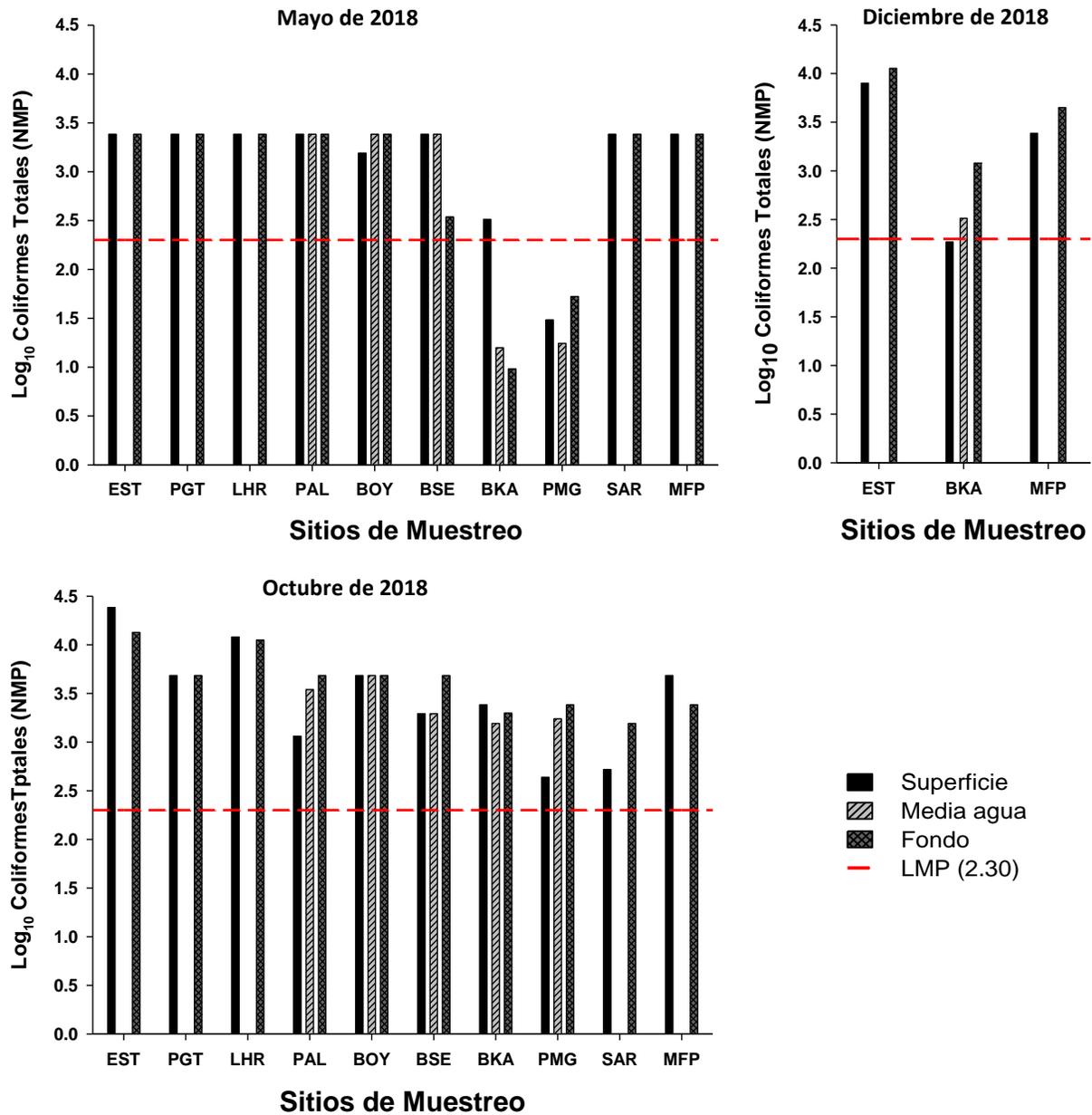


Figura 4. Coliformes fecales (NMP) en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.

RESULTADOS

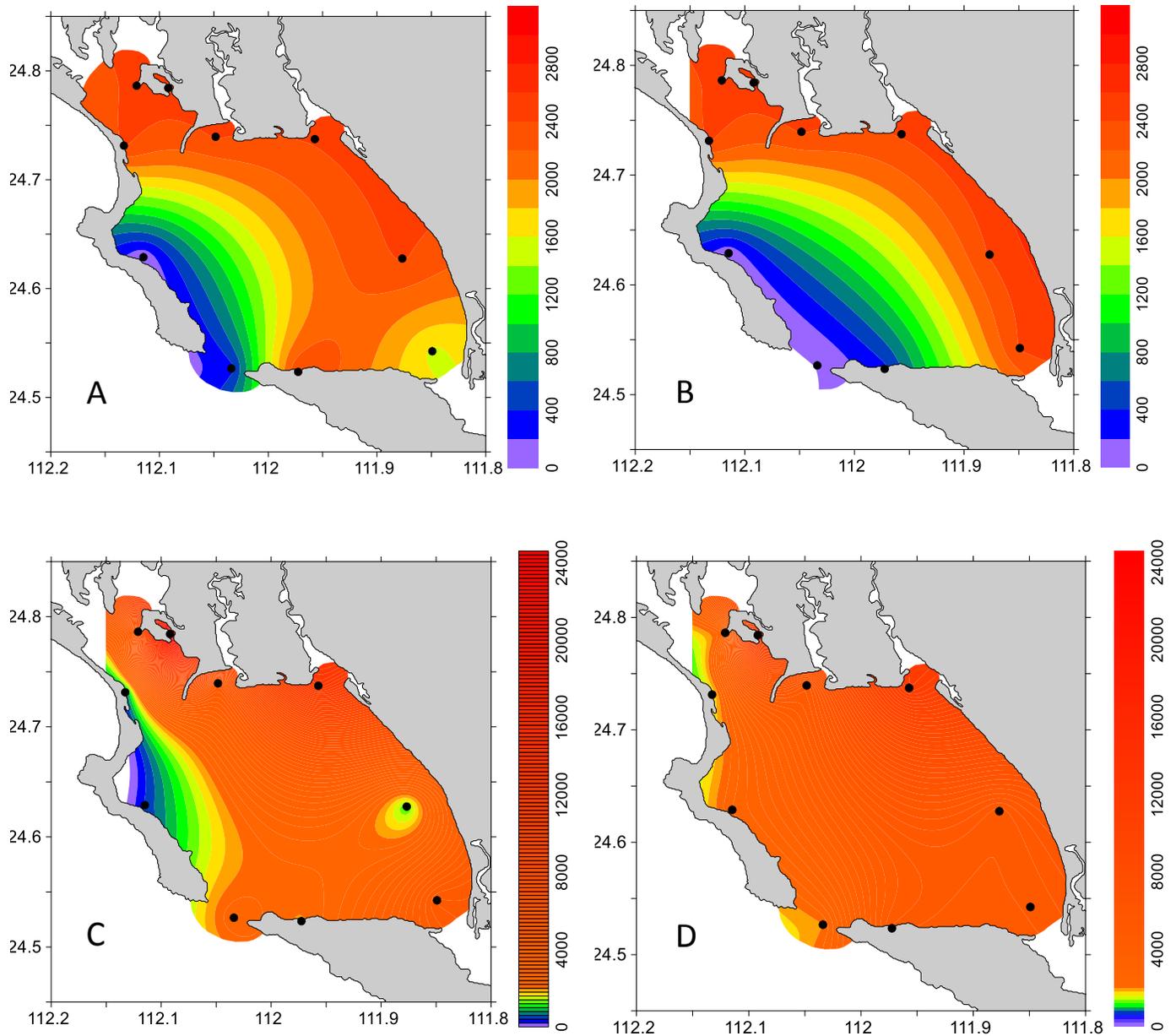


Figura 5. Distribución espacial de Coliformes totales en la superficie y el fondo de Bahía Magdalena B.C.S. México durante 2018. A) Coliformes en la superficie durante el mes de mayo; B) Coliformes en el fondo durante el mes de mayo, C) Coliformes en la superficie durante el mes de octubre; D) Coliformes en el fondo durante el mes de octubre.

Se observó la presencia de *Escherichia coli* en todas las estaciones durante los tres meses, los niveles más elevados de esta bacteria se observaron en las estaciones de EST y LHR en el mes de mayo, en EST, LHR, MFP y en PGT y BSE en el fondo durante octubre, y el EST y MFP en diciembre (Fig. 6, Anexo I). La distribución espacial de *E. coli* en NMP mostrada en la figura 7, presenta un patrón de dilución, donde se evidencia un foco de contaminación proveniente del poblado de San Carlos, principalmente en el sitio EST en el mes de mayo tanto en la superficie (Fig. 7A) como en el fondo (Fig. 7B). En el mes de octubre se registraron los valores más altos de *E.coli.* tanto en la superficie (Fig. 7C), como en el fondo (Fig. 7D).

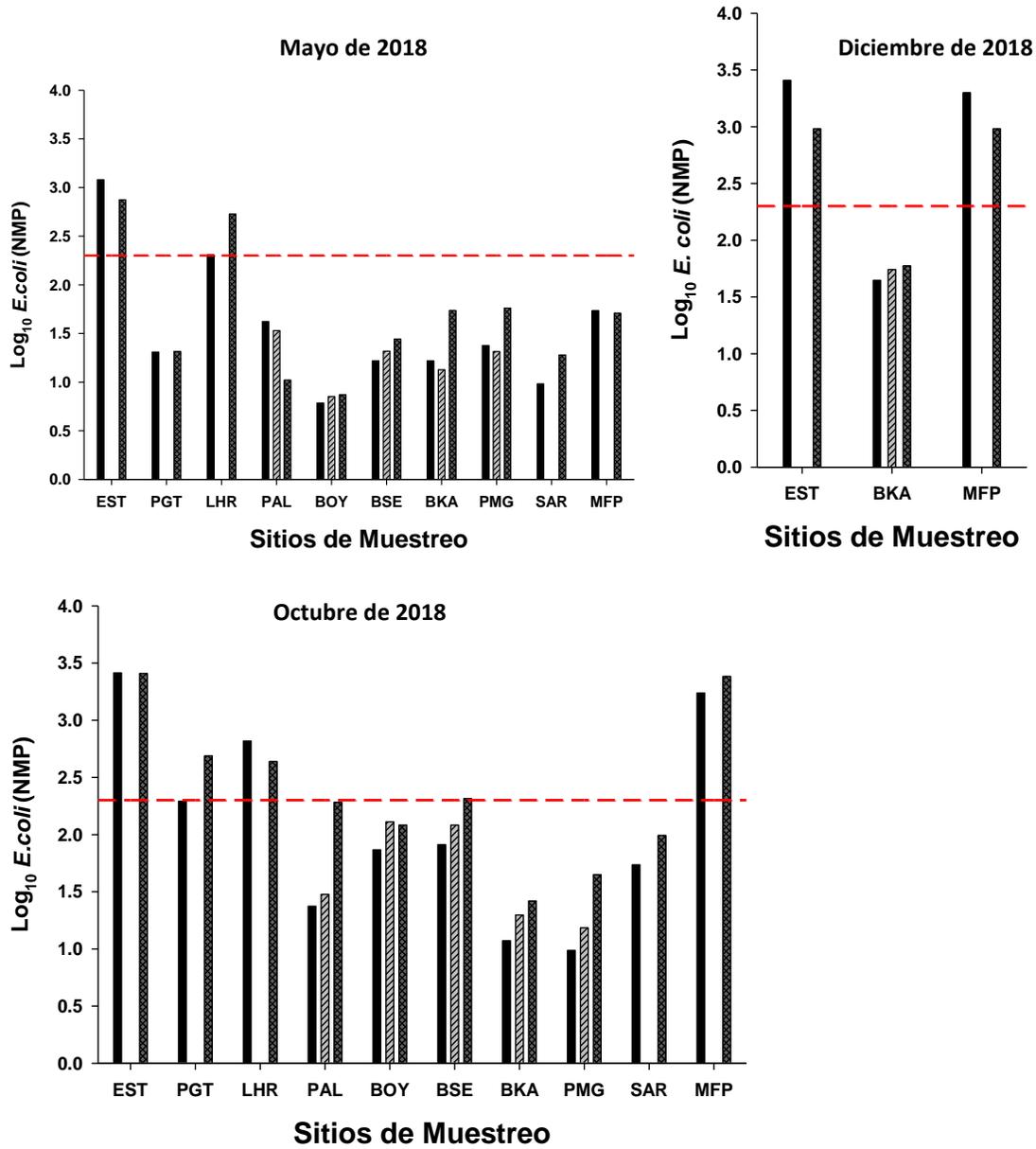


Figura 6. *Escherichia coli* (NMP) en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.

RESULTADOS

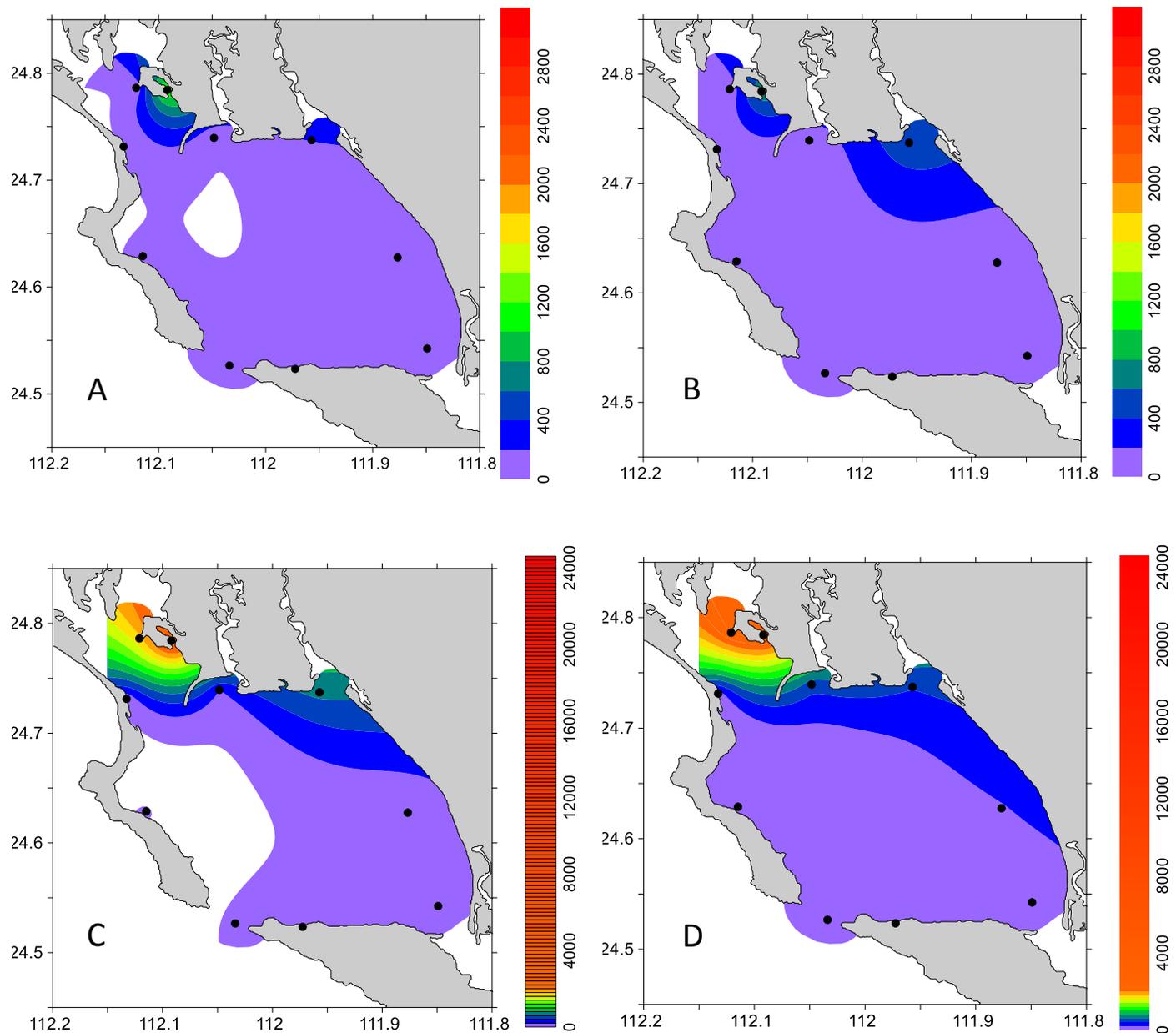


Figura 7. Distribución espacial de *Escherichia coli* en la superficie y el fondo de Bahía Magdalena B.C.S. México durante 2018. A) *E. coli* en la superficie durante el mes de mayo; B) *E. coli* en el fondo durante el mes de mayo, C) *E. coli* en la superficie durante el mes de octubre; D) *E. coli* en el fondo durante el mes de octubre.

7.2. Coprostanol (5β -cholestan- 3β -ol) en MPS

La materia particulada en suspensión fue mayor durante el mes de mayo en todos los sitios de muestreo, alcanzando valores de hasta 11.8 mg L^{-1} en PAL. Los lípidos totales en general tuvieron un comportamiento similar con mínimos de 0.08 mg L^{-1} en EST, PGT y SAR y un máximo de 0.33 mg L^{-1} en PAL, destacando en ambos casos el sitio PAL (Anexo II).

Se identificaron entre seis y diez esteroides en las estaciones estudiadas (Tabla 2), donde se muestran los resultados de ANOVA bifactorial del efecto de la temporada y la profundidad. El coprostanol mostró diferencias significativas en función de la profundidad con valores de 0.1% en superficie y 0.7% en el fondo. Se detectó una proporción significativamente mayor de ocelasterol de 9.2% en octubre en comparación con 6.4% en mayo. De igual forma el brasicasterol tuvo 10.2% en el mes de octubre y 5.8% en el mes de mayo con una diferencia significativa. De igual forma, el b-sitosterol tuvo un menor porcentaje de 4% en mayo que en octubre con de 5.6%. En contraste, el colesterol tuvo mayor proporción en mayo de 63% en comparación con octubre cuando tuvo 55.4% con una diferencia significativa (Tabla 2). Solo el coprostanol cambió en función de la profundidad.

Los indicadores de contaminación se presentan en la tabla 3. Se utilizó un límite de 20 ng L^{-1} de coprostanol (modificado de Isobe *et al.*, 2004) debido a que el límite máximo permisible de *E. coli* de acuerdo a la norma mexicana utilizada en este trabajo es de 200 NMP, el cual se rebasó en el fondo en las estaciones EST, PGT, LHR, PAL y SAR en mayo y en EST, PGT, BSE, PMG, SAR y MFP en octubre. En superficie solo se rebasó en la estación de EST en el mes de octubre. Sin embargo, los límites para la razón de coprostanol/colesterol de 0.2 y el de coprostanol/(coprostanol+colestanol) de 0.7 no se rebasaron en ninguna estación.

Tabla 2. Perfil de esteroides (% de esteroides totales) de la materia particulada en suspensión (GF/F= 0.7 µm) colectada en tres profundidades de la Laguna Bahía Magdalena. Cop= coprostanol, Occ= Occelasterol, Coleste= colesterol, colesta= colestanol, Bras= brasicasterol, Met= 24-metilencolesterol, Cam= campesterol, Est= estigmasterol, Sitoste= β-sitosterol, Sitosta= β-sitostanol, ET= Esteroides totales (ng L⁻¹), nd= no determinado. En negritas se muestran los promedios. *Diferencias significativas.

Temporada	Profundidad	Sitios de muestreo	Cop	Occ	Coleste	Colesta	Bra	Met	Cam	Est	Sitoste	Sitosta	ET (ng L ⁻¹)
Mayo 2018 surgencias	Superficie	EST	1.0	6.3	56.2	8.7	7.2	5.8	3.7	2.7	4.3	4.2	654
		PGT	0.3	9.0	68.2	3.9	7.3	1.9	1.8	2.7	3.0	2.0	829
		LHR	0.0	6.8	56.2	6.7	8.6	6.2	8.7	2.2	2.7	1.8	10166
		PAL	0.0	10.0	58.6	6.7	7.5	6.0	2.9	1.5	4.7	2.0	5520
		BOY	0.0	8.0	63.9	6.0	6.7	2.0	4.7	1.3	6.4	1.0	10084
		BSE	0.0	1.9	86.9	3.2	2.1	1.5	1.5	1.2	1.2	0.6	26037
		BJA	0.0	7.1	57.8	9.2	8.7	4.8	2.9	2.6	5.0	1.9	5706
		PMG	0.0	8.8	41.2	5.0	4.8	31.4	1.3	1.0	4.8	1.6	4849
		SAR	0.0	5.3	84.6	2.7	0.0	5.0	1.8	0.6	0.0	0.0	2781
		MFP	0.0	5.72	73.27	4.22	7.23	2.17	1.82	1.23	2.61	1.72	9276
		Promedio	0.1	6.9	64.7	5.7	6.0	6.7	3.1	1.7	3.5	1.7	7590
		Desviación estándar	0.3	2.3	14.0	2.2	2.9	8.9	2.2	0.8	1.9	1.1	7366
		Intervalo de confianza	0.2	1.4	8.7	1.4	1.8	5.5	1.4	0.5	1.2	0.7	4565
Media agua	Media agua	EST	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
		PGT	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
		LHR	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
		PAL	0.0	5.7	54.1	15.3	4.8	7.3	2.5	2.6	5.8	1.9	34420
		BOY	0.0	9.2	62.3	8.5	5.8	4.8	2.0	2.1	3.6	1.7	8899
		BSE	0.0	8.6	60.7	7.4	8.2	4.6	2.5	2.1	4.1	1.7	4702
		BJA	0.0	6.9	67.5	5.1	5.3	3.2	2.6	1.7	3.8	4.0	5580
		PMG	0.0	0.0	57.4	2.1	2.7	1.1	24.7	0.5	1.1	10.5	8760
SAR	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd		

RESULTADOS

	MFP	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Promedio	0.0	6.1	60.4	7.7	5.4	4.2	6.9	1.8	3.7	4.0	12472
	Desviación estándar	0.0	3.7	5.1	4.9	2.0	2.3	10.0	0.8	1.7	3.8	12411
	Intervalo de confianza	0.0	2.3	3.1	3.1	1.2	1.4	6.2	0.5	1.0	2.3	7692
Fondo	EST	1.8	5.3	42.4	23.0	6.7	5.5	2.3	2.9	3.5	6.7	1580
	PGT	0.5	6.3	76.6	3.3	5.0	1.9	1.4	1.9	2.2	0.9	7006
	LHR	0.4	4.9	75.5	3.4	4.7	3.9	1.7	1.5	2.4	1.6	11816
	PAL	0.8	7.3	44.6	8.1	9.2	11.9	4.9	3.0	7.6	2.6	20019
	BOY	0.0	7.0	65.1	7.4	6.8	3.0	2.6	2.3	3.8	2.0	15340
	BSE	0.0	8.7	65.3	6.7	7.0	3.7	2.0	1.9	3.5	1.2	5872
	BAK	0.0	0.0	57.6	42.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6014
	PMG	0.0	3.7	46.2	2.8	3.7	21.1	1.9	1.4	17.2	2.0	1404
	SAR	0.6	6.1	70.5	5.1	5.4	3.4	2.2	0.8	3.1	2.8	13130
	MFP	0.0	5.3	77.1	12.6	4.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1306
	Promedio	0.4	5.5	62.1	11.5	5.3	5.4	1.9	1.6	4.3	2.0	8349
	Desviación estándar	0.6	2.4	13.6	12.4	2.4	6.5	1.4	1.1	5.0	1.9	6472
	Intervalo de confianza	0.3	1.5	8.5	7.7	1.5	4.0	0.9	0.7	3.1	1.2	4011
Octubre 2018 no surgencias	EST	0.8	5.6	65.9	6.4	11.7	2.2	2.1	1.4	2.6	1.3	14027
	PGT	0.0	8.2	61.5	5.7	10.3	1.8	3.9	1.3	5.5	1.8	9359
	LHR	0.0	9.8	49.4	4.2	14.2	3.9	4.4	2.3	7.7	4.1	3106
	PAL	0.0	5.3	57.6	2.7	4.3	0.0	18.1	0.6	2.3	9.0	11324
	BOY	0.0	14.0	41.2	4.3	14.6	8.0	6.9	1.5	7.2	2.3	4825
	BSE	0.0	10.1	53.8	2.7	8.1	6.1	6.5	0.9	11.0	0.8	1125
	BAK	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	PMG	0.0	8.2	48.9	7.6	14.5	5.2	5.1	1.8	6.5	2.2	2714
	SAR	0.0	8.0	55.4	4.3	14.2	6.2	4.2	1.3	5.0	1.6	3924
	MFP	0.0	6.5	62.9	3.9	8.6	6.7	4.6	1.6	4.1	1.0	5988
	Promedio	0.1	8.4	55.2	4.6	11.2	4.5	6.2	1.4	5.8	2.7	6266
	Desviación estándar	0.3	2.7	7.8	1.6	3.6	2.6	4.7	0.5	2.7	2.6	4360
	Intervalo de confianza	0.2	1.6	4.8	1.0	2.2	1.6	2.9	0.3	1.7	1.6	2702

RESULTADOS

Media agua	EST	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	PGT	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	LHR	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	PAL	0.0	11.1	62.8	4.1	8.3	4.2	3.2	1.1	4.7	0.6	18877
	BOY	0.0	12.5	49.8	5.0	11.3	5.7	8.1	1.0	5.0	1.6	7726
	BSE	0.0	9.6	47.2	3.4	6.5	7.2	8.6	1.8	12.5	3.1	1178
	BAK	0.0	12.4	68.2	4.0	11.6	0.0	0.0	0.0	3.8	0.0	2859
	PMG	0.0	8.3	52.4	6.1	10.1	4.2	8.4	3.0	5.5	2.1	4212
	SAR	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	MFP	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Promedio	0.0	10.8	56.1	4.5	9.5	4.3	5.7	1.4	6.3	1.5	6971
	Desviación estándar	0.0	1.8	9.0	1.0	2.1	2.7	3.9	1.1	3.5	1.2	7078.2
	Intervalo de confianza	0.0	1.1	5.6	0.6	1.3	1.7	2.4	0.7	2.2	0.8	4387
Fondo	EST	1.0	6.0	65.4	7.2	7.8	2.3	2.7	1.6	3.6	2.4	8914
	PGT	0.4	9.5	54.0	6.6	9.4	2.8	4.5	3.0	6.4	3.3	6083
	LHR	0.0	8.6	55.3	12.0	5.6	3.4	3.4	2.1	5.7	3.9	5550
	PAL	0.0	11.2	58.4	5.8	8.4	4.1	3.8	1.0	6.3	1.0	7942
	BOY	0.0	12.7	58.1	2.8	8.8	4.9	5.8	1.6	4.0	1.3	13477
	BSE	0.9	11.0	50.0	5.6	14.7	3.3	4.9	1.5	4.9	3.1	3653
	BAK	0.0	10.4	55.5	6.4	10.8	2.6	4.7	1.6	5.5	2.6	1595
	PMG	1.7	9.4	53.3	6.5	9.2	2.8	4.5	3.0	6.3	3.3	6046
	SAR	2.2	7.0	46.1	4.1	14.8	13.8	6.2	1.1	3.4	1.3	6028
	MFP	0.4	6.6	55.8	6.4	8.1	6.6	4.7	1.7	4.4	5.3	8339
	Promedio	0.7	9.2	55.2	6.3	9.8	4.7	4.5	1.8	5.0	2.8	6763
	Desviación estándar	0.8	2.2	5.1	2.4	2.9	3.5	1.0	0.7	1.2	1.3	3213.5
	Intervalo de confianza	0.5	1.4	3.2	1.5	1.8	2.2	0.6	0.4	0.7	0.8	1992
Promedio por temporada	Mayo	0.2	6.4	63.0	7.0	5.8	5.9	3.5	1.7	4.0	2.3	8989
	Octubre	0.3	9.2	55.4	5.3	10.2	4.5	5.4	1.6	5.6	2.5	6620
	$F_{1, 48}$	0.26	20.02	4.96	2.89	29.01	0.36	1.53	0.34	4.31	0.14	1.95
	p	0.615	0.001*	0.031*	0.097	0.001*	0.552	0.223	0.561	0.044*	0.708	0.17

RESULTADOS

Promedio por profundidad	Superficie	0.1	7.6	60.2	5.2	8.5	5.6	4.6	1.6	4.5	2.2	6963
	Media agua	0.0	8.4	58.2	6.1	7.4	4.2	6.3	1.6	5.0	2.7	9721
	Fondo	0.5	7.3	58.7	8.9	7.6	5.1	3.2	1.7	4.7	2.4	7556
	$F_{2,48}$	5.57	0.62	0.12	1.96	0.84	0.19	1.95	0.12	0.06	0.23	0.58
	p	0.007*	0.542	0.872	0.154	0.439	0.824	0.154	0.884	0.944	0.793	0.562
Interacción Temp x Prof.	$F_{1,2,2,48}$	0.48	1.68	0.22	0.6	0.1	0.16	1.01	0.77	0.48	2.81	0.36
	p	0.624	0.199	0.805	0.580	0.880	0.851	0.372	0.470	0.621	0.071	0.697

Tabla 3. Indicadores de contaminación fecal basados en la concentración de coprostanol y su sustrato colesterol y la relación coprostanol entre los dos isómeros productos del colesterol. C= contaminado, NC= no contaminado, nd= no determinado.

Profundidad	Sitios de muestreo	Coprostanol (ng L ⁻¹)		Coprostanol/colesterol		Coprostano/(coprostanol+colestanol)		Resultado		
		Mayo	Octubre	Mayo	Octubre	Mayo	Octubre	Mayo	Octubre	
Superficie	EST	6.4	114.8	0.02	0.01	0.1	0.1	NC	C	
	PGT	2.1	0.0	0.00	0.00	0.1	0.0	NC	NC	
	LHR	0.0	0.0	0.00	0.00	0.0	0.0	NC	NC	
	PAL	0.0	0.0	0.00	0.00	0.0	0.0	NC	NC	
	BOY	0.0	0.0	0.00	0.00	0.0	0.0	NC	NC	
	BSE	0.0	0.0	0.00	0.00	0.0	0.0	NC	NC	
	BKA	0.0	nd	0.00	nd	0.0	nd	NC	NC	
	PMG	0.0	0.0	0.00	0.00	0.0	0.0	NC	NC	
	SAR	0.0	0.0	0.00	0.00	0.0	0.0	NC	NC	
	MFP	0.0	0.0	0.00	0.00	0.0	0.0	NC	NC	
	Promedio		0.8	12.8	0.00	0.00	0.0	0.0		
	Desviación estándar		2.0	38.3	0.01	0.00	0.0	0.0		
	Intervalo de confianza		1.3	23.7	0.00	0.00	0.0	0.0		
Media agua	EST	nd	nd	nd	nd	nd	nd			
	PGT	nd	nd	nd	nd	nd	nd			
	LHR	nd	nd	nd	nd	nd	nd			
	PAL	0.0	0.0	0.00	0.00	0.0	0.0	NC	NC	
	BOY	0.0	0.0	0.00	0.00	0.0	0.0	NC	NC	
	BSE	0.0	0.0	0.00	0.00	0.0	0.0	NC	NC	
	BKA	0.0	0.0	0.00	0.00	0.0	0.0	NC	NC	
	PMG	0.0	0.0	0.00	0.00	0.0	0.0	NC	NC	
	SAR	nd	nd	nd	nd	nd	nd			
	MFP	nd	nd	nd	nd	nd	nd			
	Promedio		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		

RESULTADOS

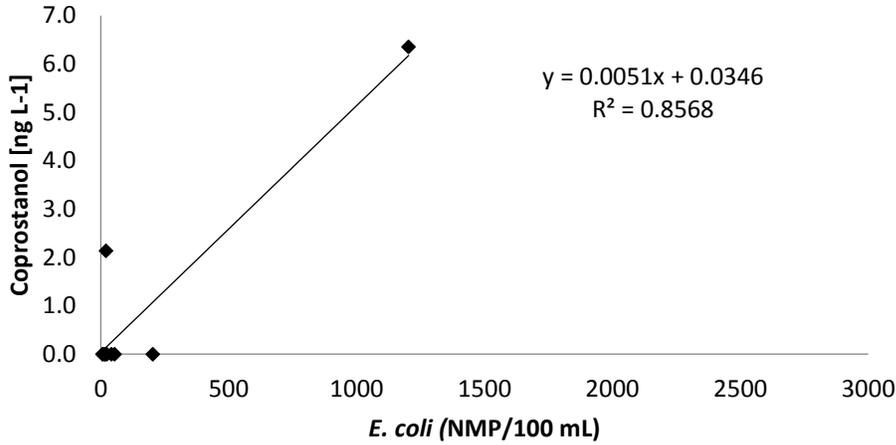
	Desviación estándar	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		
	Intervalo de confianza	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		
Fondo	EST	28.1	85.2	0.05	0.01	0.1	0.1	C	C
	PGT	33.8	22.0	0.01	0.01	0.1	0.1	C	C
	LHR	50.2	0.0	0.01	0.00	0.1	0.0	C	NC
	PAL	151.5	0.0	0.02	0.00	0.1	0.0	C	NC
	BOY	0.0	0.0	0.00	0.00	0.0	0.0	NC	NC
	BSE	0.0	34.2	0.00	0.02	0.0	0.1	NC	C
	BKA	nd	0.0	0.00	0.00	0.0	0.0	NC	NC
	PMG	0.0	102.4	0.00	0.03	0.0	0.2	NC	C
	SAR	77.7	133.9	0.01	0.05	0.1	0.4	C	C
	MFP	0.0	31.2	0.00	0.01	0.0	0.1	NC	C
	Promedio	37.9	40.9	0.0	0.0	0.1	0.1		
	Desviación estándar	50.6	49.0	0.0	0.0	0.1	0.1		
	Intervalo de confianza	31.4	30.3	0.0	0.0	0.0	0.1		

7.3. Relación entre la concentración de coprostanol (5 β -cholestan-3 β -ol) y el NMP de bacterias indicadoras de contaminación fecal

Se evaluó la relación entre el número más probable de células de *Escherichia coli* y la concentración de coprostanol por litro para la superficie (Fig. 8) y para el fondo (Fig. 9). De acuerdo a lo esperado se encontró una regresión lineal significativa en la superficie, tanto en el mes de mayo con una R^2 de 0.8568 (Fig. 8A) como en el mes de octubre con una R^2 de 0.6421 (Fig. 8B). Sin embargo, la mayor concentración de *E. coli* se presentó en octubre.

La relación entre *E. coli* y la concentración de colesterol en el fondo presentó una R^2 muy baja, en el mes de mayo fue de 0.0015 (Fig. 9A), mientras que el mes de octubre fue ligeramente mayor de 0.0196 (Fig. 9B). En ambos casos la pendiente no fue significativamente distinta de cero. Lo anterior significa que la concentración de coprostanol en el fondo es alta aunque *E. coli* tenga valores bajos, probablemente porque el coprostanol se acumula en el fondo.

Superficie mayo 2018



Superficie octubre 2018

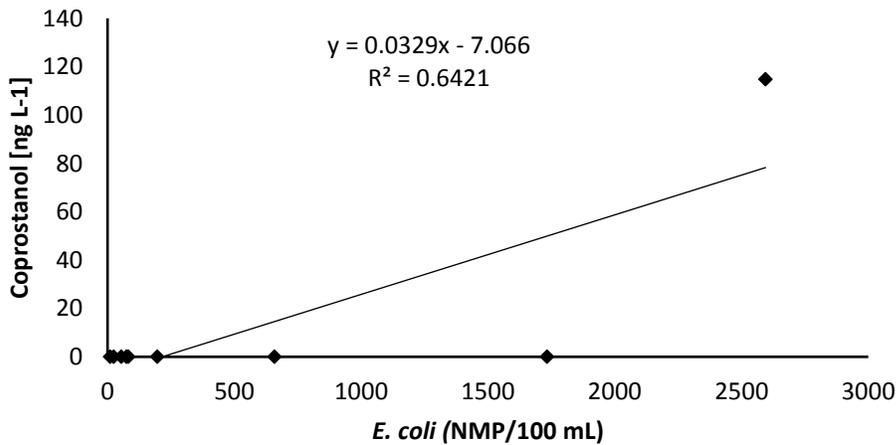


Figura 8. Concentración de coprostanol en función de la concentración de *E. coli* en la materia particulada en suspensión de la laguna de Bahía Magdalena en la superficie. a) mayo, b) octubre.

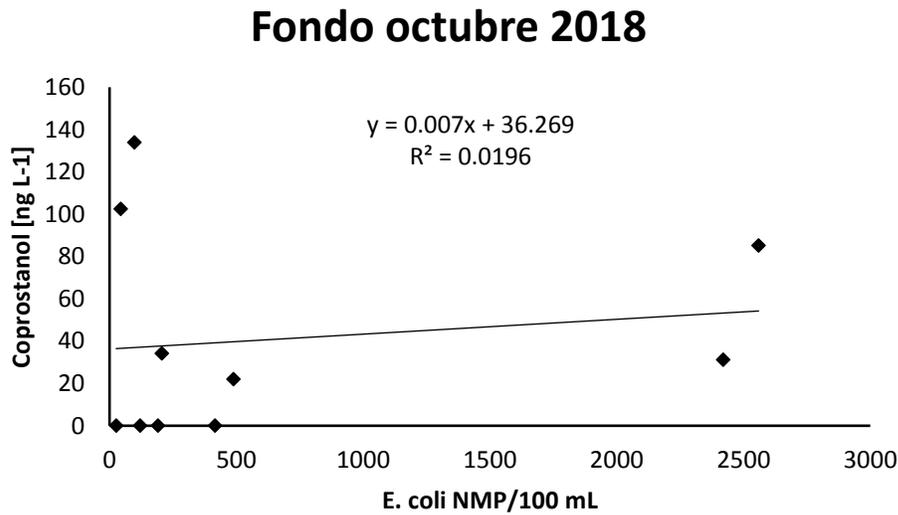
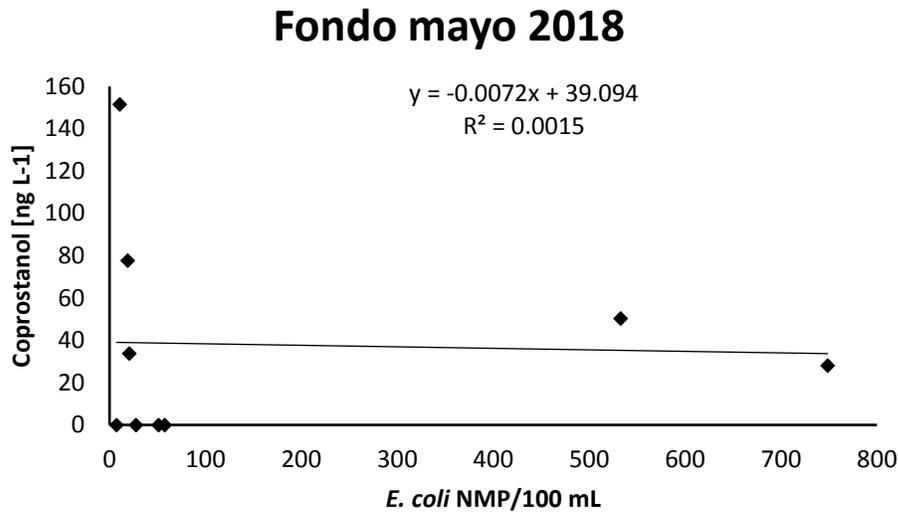


Figura 9. Concentración de coprostanol en función de la concentración de *E. coli* en la materia particulada en suspensión de la laguna de Bahía Magdalena en el fondo. a) mayo, b) octubre.

7.4. Condiciones ambientales

Durante los tres muestreos de mayo, octubre y diciembre se obtuvieron los valores de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, nitrito, nitrato y fosfato en la columna de agua.

7.4.1. Temperatura

Los valores de temperatura en la superficie fueron mayores en octubre y generalmente menores en mayo, excepto en la comparación con diciembre en donde algunos sitios registraron una temperatura igual o mayor a las que se registraron en mayo. El intervalo de variación en mayo fue de 16.7 a 22.9°C; en octubre fue de 22.7 a 25.3°C y en diciembre de 19.7 a 22.5°C (Fig. 10). El mes de octubre fue significativamente más cálido ($P < 0.001$) respecto a mayo y diciembre.

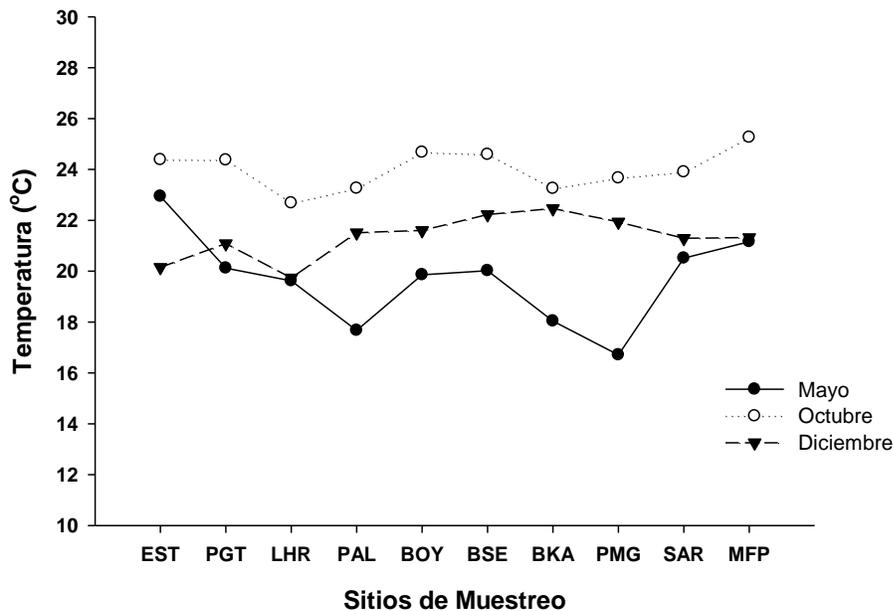


Figura 10. Valores de la temperatura superficial en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.

La distribución de la temperatura en el fondo mostró que los valores fueron mayores en octubre al igual que en la superficie, excepto en la estación BKA que es la más cercana a la boca de la Bahía, y las menores temperaturas se registraron durante el mes de mayo. Los intervalos de variación en mayo fueron de 13.6 a 22.9 °C; en octubre de 20.5 a 24.5 °C y en diciembre 19.8 a 22.2 °C (Fig. 11). El mes de octubre presentó diferencias significativas ($P < 0.05$) respecto a mayo y diciembre al igual que en la superficie.

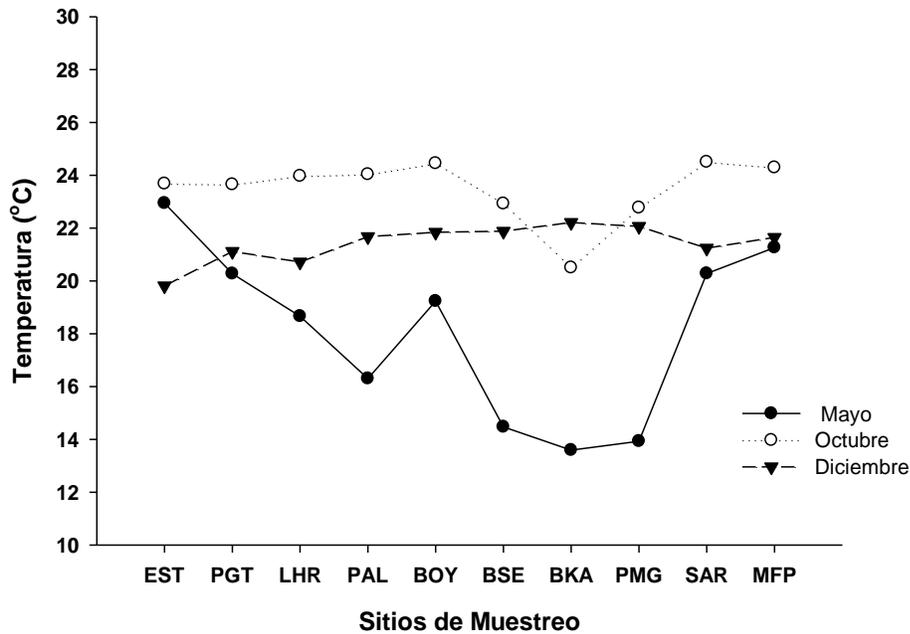


Figura 11. Valores de temperatura en el fondo en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.

7.4.2. Salinidad

Los intervalos de variación de la superficie y el fondo en mayo fueron de 33.97 a 37.19 ups y de 34.28 a 37.30 ups; en octubre de 34.04 a 36.80 ups y de 34.19 a 37.25 ups y en diciembre de 34.04 a 36.56 ups y de 34.53 a 36.59 ups respectivamente. Durante los meses de octubre y diciembre el valor más alto en superficie fue en el sitio MFP y el más bajo en el PMG; y en el mes de mayo el más alto fue en MFP y el más bajo en PMG (Fig. 12). El valor más bajo del fondo fue en el sitio BKA del mes de octubre y el más alto en MFP en el mes de mayo. Los sitios de muestreo EST, PGT, SAR y MFP tuvieron los valores más elevados de salinidad, tanto para superficie como para el fondo (Fig. 13).

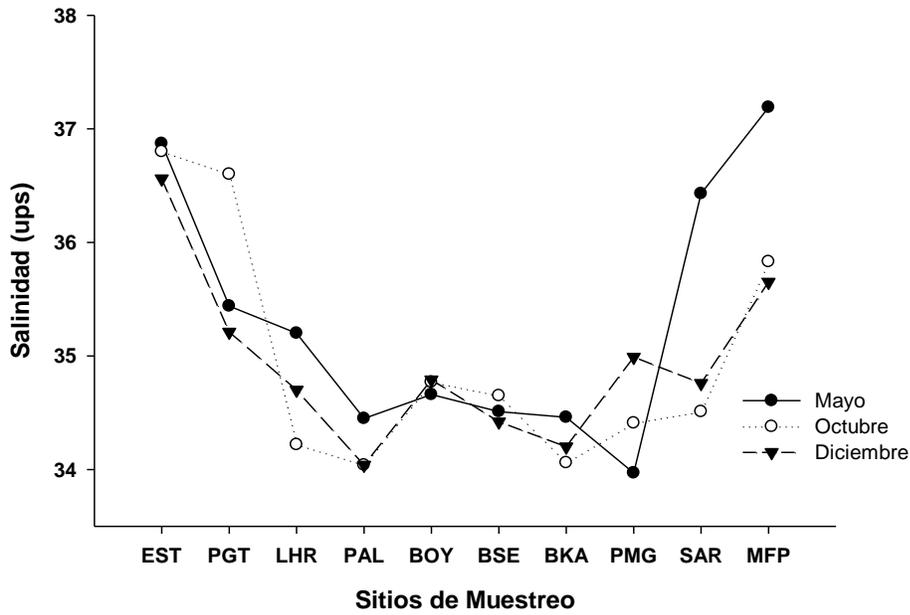


Figura 12. Valores de salinidad superficial en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.

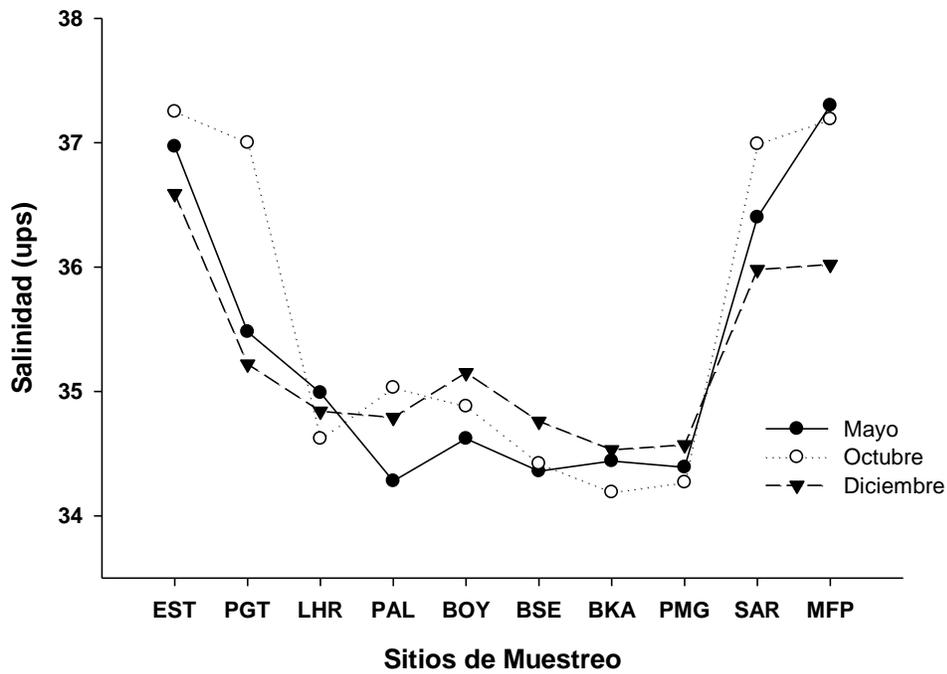


Figura 13. Valores de salinidad en el fondo en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.

7.4.3. Oxígeno disuelto

Los valores de oxígeno disuelto en la superficie (Fig. 14) fueron más altos durante el mes de mayo, mostrando diferencias significativas ($P < 0.05$) respecto a los otros dos meses. El mes que mostró los valores más bajos fue diciembre, sin embargo, se observa un pico muy bajo en la estación PGT del mes de octubre.

La distribución de oxígeno disuelto en la superficie presentó en mayo valores entre 4.96 y 6.48 ml L^{-1} , en octubre entre 3.28 y 5.37 ml L^{-1} y en diciembre entre 4.36 y 4.71 ml L^{-1} .

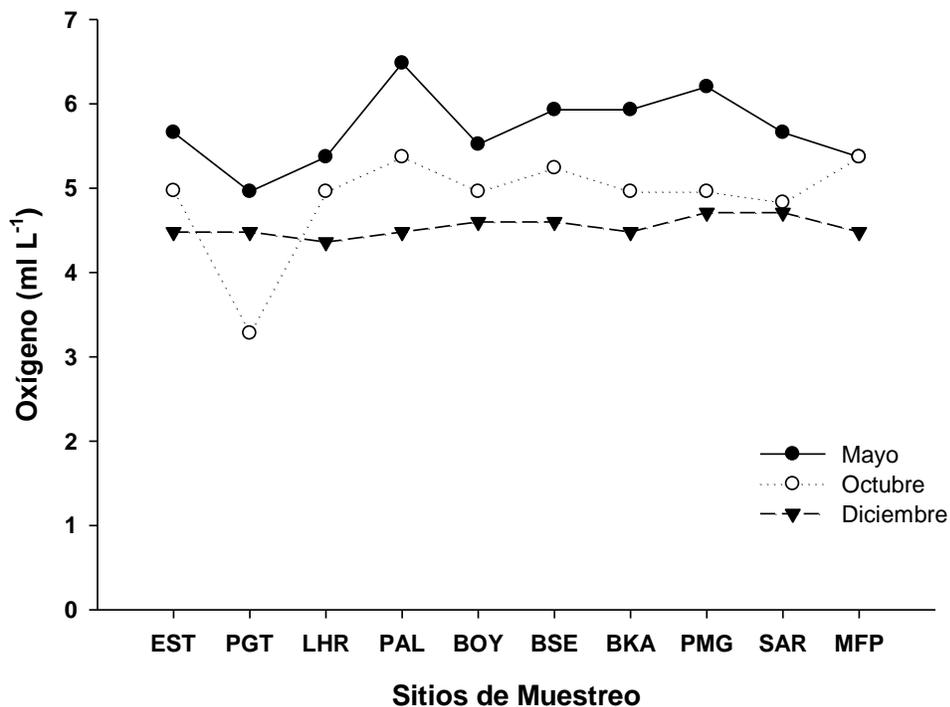


Figura 14. Valores de oxígeno disuelto superficial en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.

La distribución de oxígeno disuelto en el fondo presentó en mayo valores entre 5.10 y 5.52 ml L^{-1} en las estaciones someras y entre 1.79 y 5.24 ml L^{-1} en las estaciones más profundas. En octubre el intervalo de variación fue de 2.89 en la estación PGT a 4.83 ml L^{-1} en la estación SAR. La menor variación se observó en diciembre con un valor promedio de $4.39 \pm 0.12 \text{ ml L}^{-1}$ (Fig. 15).

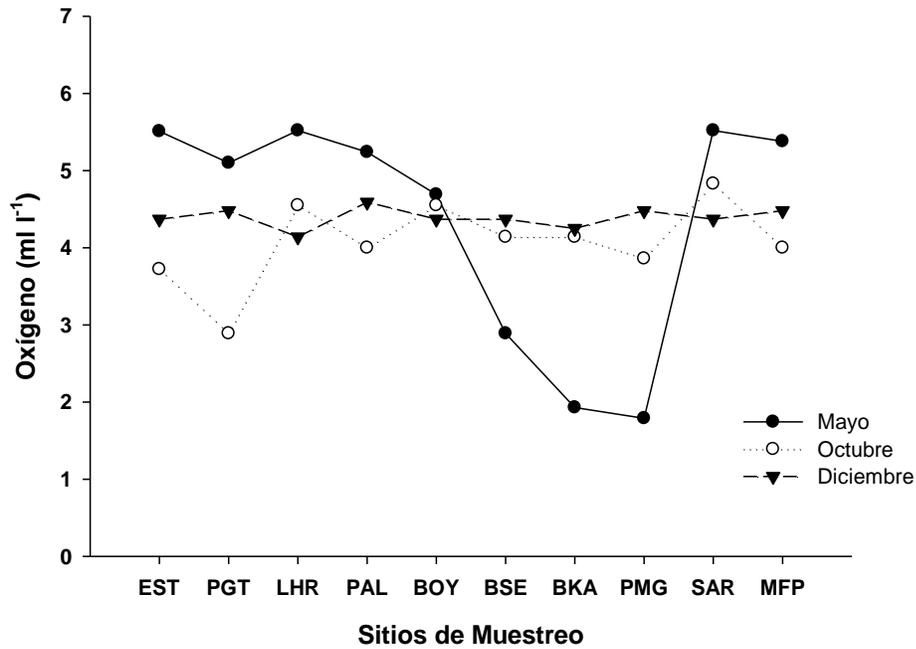


Figura 15. Valores de oxígeno disuelto en el fondo en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.

7.4.4. Nitritos

Los valores de nitritos no presentaron diferencias significativas ($P > 0.05$) entre meses, ni en la superficie ni en el fondo. En general, los valores en superficie fueron más bajos que en el fondo ($< 2.13 \mu\text{M}$ en superficie). En las zonas de mayor profundidad, las mayores concentraciones se registraron en las estaciones BKA, PMG y SAR, resaltando el pico de la estación BKA que fue de $6.57 \mu\text{M}$ (Fig. 16 y 17).

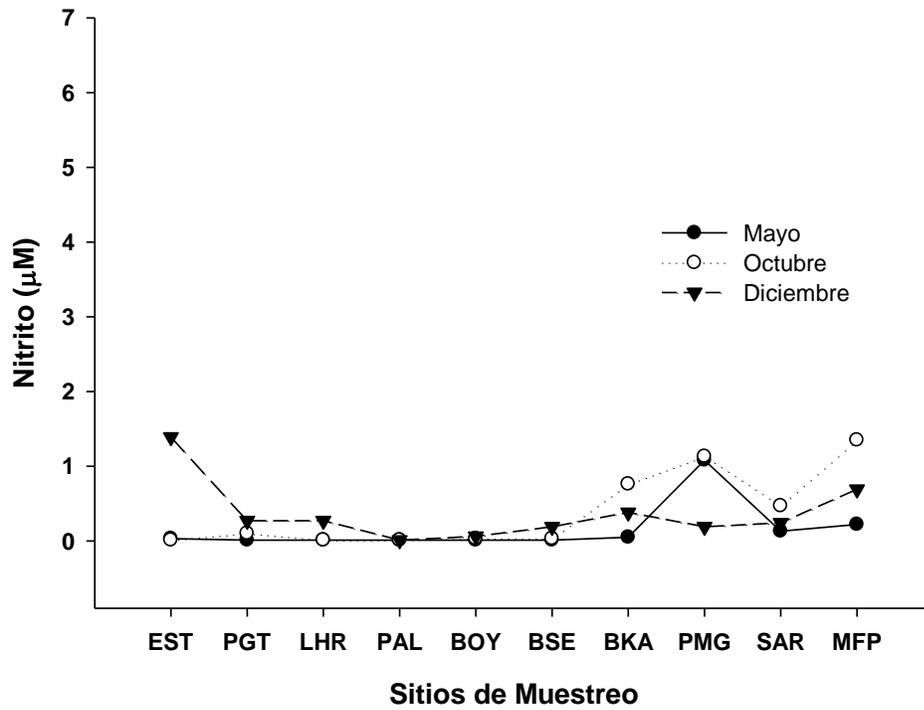


Figura 16. Valores de nitritos superficial en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.

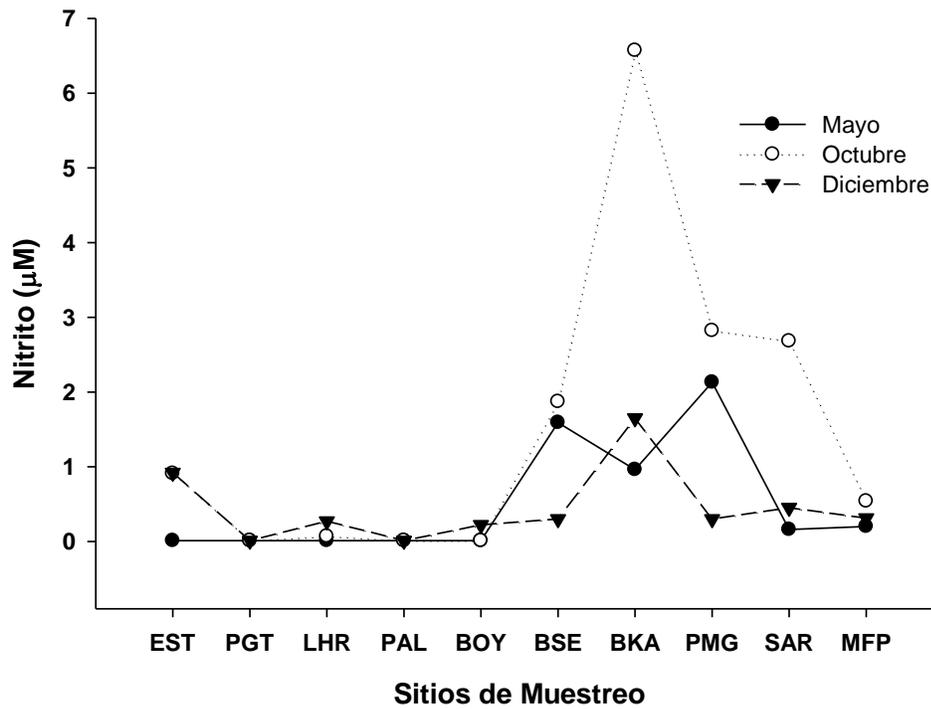


Figura 17. Valores de nitritos en el fondo en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.

7.4.5. Nitratos

Los intervalos de variación de la superficie y el fondo (Fig. 18 y 19) en mayo fueron de 0.01 a 12.35 μM y de 0.01 a 16,17 μM ; en octubre de 0.01 a 8.85 μM y de 0.42 a 7.58 μM y en diciembre de 2.15 a 7.40 μM y de 0.01 a 8.05 μM respectivamente.

Tanto en la superficie como en el fondo lo nitratos no mostraron diferencias significativas ($P>0.05$) entre los tres muestreos. Se observaron para ambos casos dos puntos elevados en el mes de mayo en las estaciones BSE y PMG, con valores de 12.35 μM y 8.48 μM respectivamente para superficie y de 16.17 μM y 15.62 μM respectivamente para el fondo (Fig. 18 y 19).

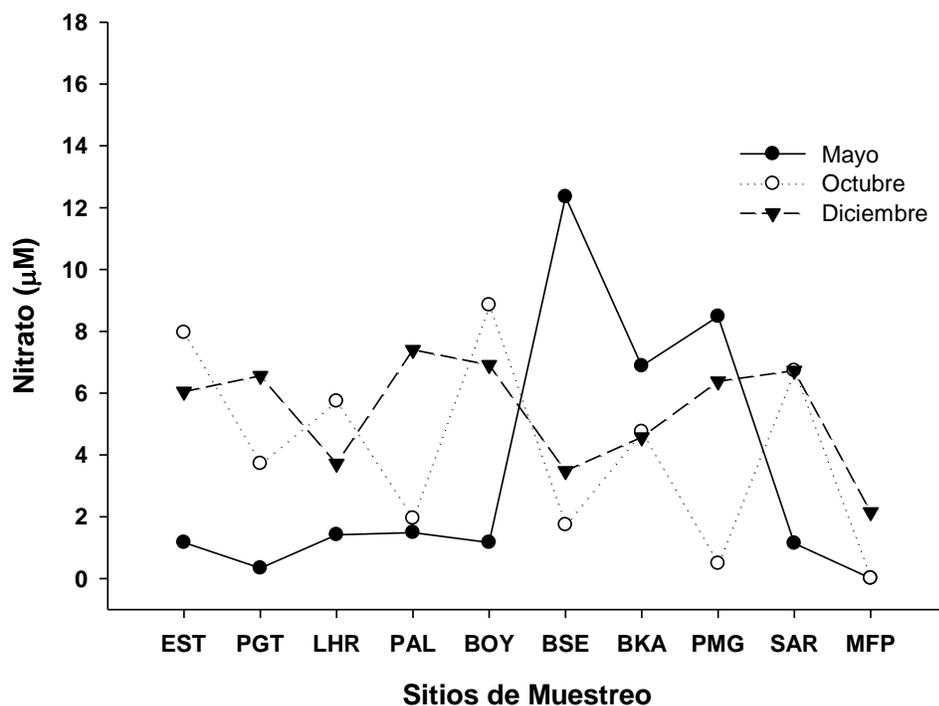


Figura 18. Valores de nitratos superficial en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.

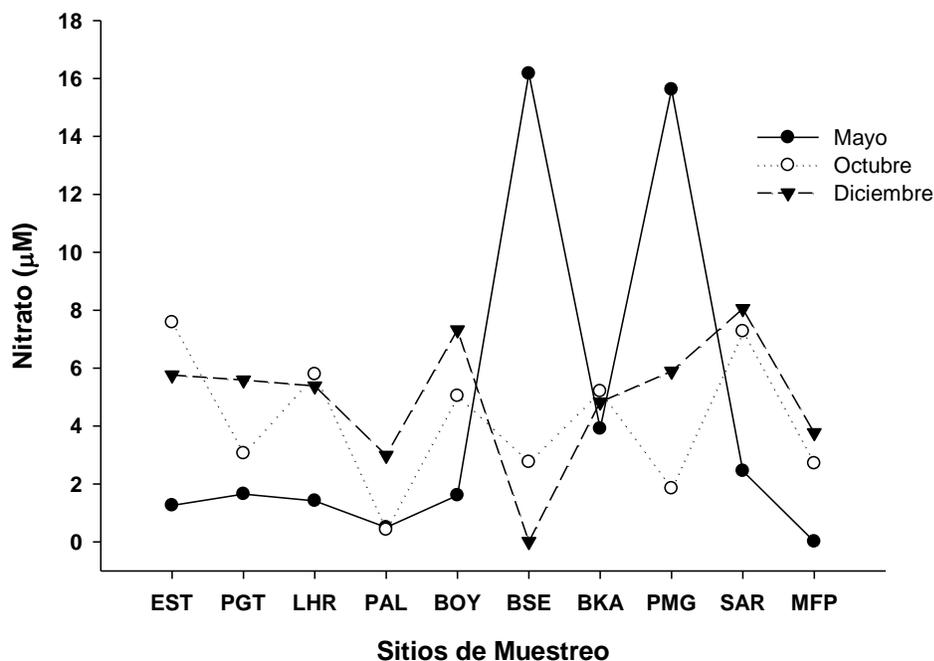


Figura 19. Valores de nitratos en el fondo en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.

7.4.6. Fosfatos

Los intervalos de variación de la superficie y el fondo (Fig. 20 y 21) en mayo fueron de 0.28 a 1.25 μM y de 0.55 a 2.33 μM ; en octubre de 0.09 a 1.18 μM y de 0.04 a 1.69 μM y en diciembre de 0.01 a 1.32 μM y de 0.05 a 0.74 μM , respectivamente.

Para ambas profundidades los fosfatos mostraron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre los meses de mayo y diciembre; siendo los valores de mayo los más altos, resaltando en el fondo las estaciones BSE, BKA y PMG con picos de 2.13, 2.33 y 2.28 μM respectivamente, así como en el mes de octubre en la estación EST. En la superficie los valores más altos fueron en la estación EST en los tres meses y en PMG en mayo.

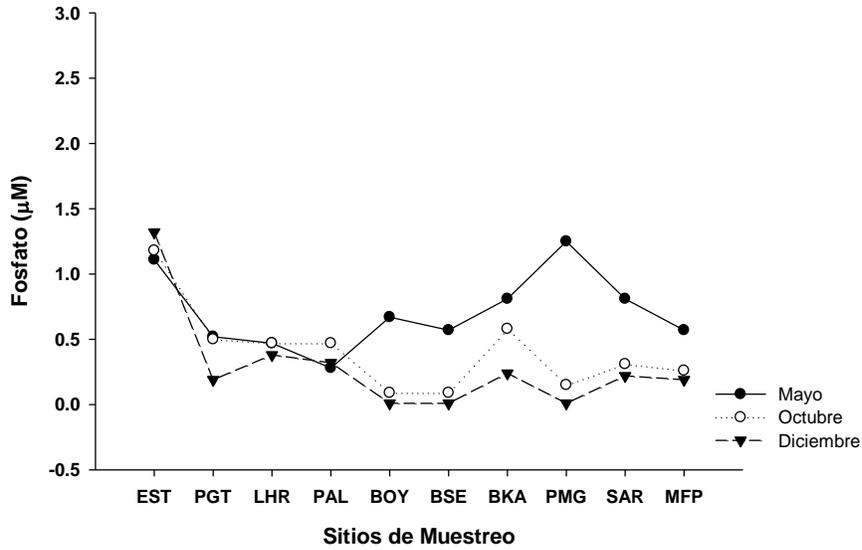


Figura 20. Valores de fosfato superficial en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.

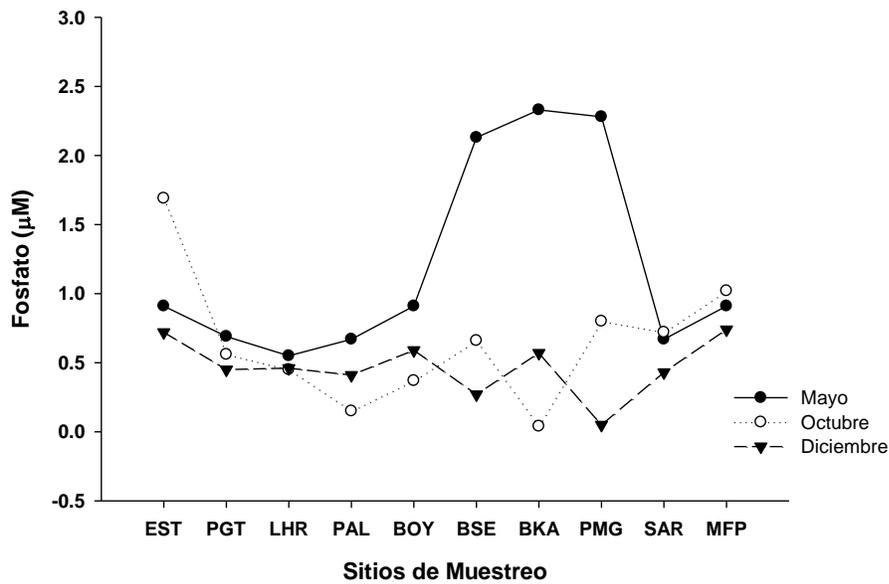


Figura 21. Valores de fosfato en el fondo en los meses de mayo, octubre y diciembre de 2018 en Bahía Magdalena.

7.5. Efecto de la temporada en función de la distancia al Estero San Carlos en los indicadores de contaminación microbiológica y las condiciones ambientales

Las variables MPS, LT y el porcentaje de LT, mostraron una pendiente positiva cuando se considera el promedio de las tres profundidades por sitio de muestreo y las dos temporadas. Lo anterior indica que a mayor distancia del estero aumenta su concentración sin importar el período del año. En cambio, en la superficie estas variables mostraron una pendiente negativa en el mes de octubre, y en el fondo solo la MPS presentó este mismo comportamiento. A pesar de lo antes mencionado no presentan diferencias significativas ($P > 0.05$) en ninguno de los dos meses (Tabla 4).

En el caso de las variables coprostanol, enterococos, coliformes, *E. coli*, temperatura y la salinidad, a medida que aumenta la distancia disminuyen sus valores sin importar el mes en que se realizó el muestreo. En la superficie ocurre el mismo comportamiento y en el fondo solo hay diferencias entre mayo y octubre respecto al coprostanol y los enterococos. La hipótesis de que la contaminación aumenta en función de la cercanía con la fuente antropogénica se comprobó observándose diferencias estadísticas ($P < 0.05$) para el coprostanol, coliformes y *E. coli* como valores promedios. Sin embargo, estas diferencias solo se observaron en la variable *E. coli*, tanto para la superficie como para el fondo (Tabla 4).

Finalmente, los nutrientes y el oxígeno presentan un comportamiento diferente entre temporadas, donde los nitritos, nitratos y fosfatos disminuyeron respecto a la distancia solo en el mes de octubre y el oxígeno solo en el mes de mayo, al igual que en el fondo excepto los nitritos que no tienen este comportamiento. En la superficie solo los nitritos y los fosfatos disminuyen respecto a la distancia (Tabla 4).

Tabla 4. Indicadores de contaminación antropogénica, así como las condiciones ambientales de Bahía Magdalena en función de la distancia durante mayo y octubre de 2018. α =intercepto, y β = pendiente o tasa de cambio. Los parámetros en negritas indican que la pendiente es significativamente distinta de cero. a) promedio por estación, b) Superficie, c) Fondo).

a)

Variable Explicatoria	Variables Respuesta	P Distancia	PARAMETROS DE REGRESIÓN			
			Mayo		Octubre	
			α	β	α	β
distancia	MPS (mg L ⁻¹)	0.577	4.284	0.0318	2.195	0.0077
distancia	LT (mg L ⁻¹)	0.118	0.1035	0.00237	0.0756	0.000329
distancia	LT (% ps)	0.401	2.601	0.0314	2.8	0.164
distancia	Coprostanol (ng L ⁻¹)	0.021	18.8	-0.226	58.5	-1.783
distancia	Enterococos (NMP)	0.089	1996	-15.3	13283	-235
distancia	Coliformes (NMP)	0.044	2117	-17.9	8290	-159.8
distancia	<i>E. coli</i> (NMP)	<0.001	369	-11.4	1496	-47.7
distancia	Temperatura (°C)	0.005	20.889	-0.1221	24.03	-0.0149
distancia	Salinidad (ups)	<0.001	36.64	-0.07092	36.485	-0.0644
distancia	Nitrito (µM)	0.886	0.337	0.0044	0.969	-0.0004
distancia	Nitrato (µM)	0.387	2.3	0.1152	4.48	-0.024
distancia	Fosfato (µM)	0.429	0.907	0.0058	0.878	-0.01565
distancia	Oxígeno (ml L ⁻¹)	0.663	5.353	-0.024	4.271	0.0124

b)

SUPERFICIE			REGRESIÓN			
Variable Explicatoria	Variables Respuesta	P Distancia	Mayo		Octubre	
			α	β	α	β
distancia	MPS (mg L ⁻¹)	0.606	3.9	0.044	0.981	-0.0155
distancia	LT (mg L ⁻¹)	0.649	0.1062	0.00232	0.0919	-0.00136
distancia	LT (% ps)	0.76	2.838	0.0264	3.87	-0.0083
distancia	Coprostanol (ng L ⁻¹)	0.102	2.56	-0.0898	38.9	-1.441
distancia	Enterococos (NMP)	0.051	2197	-9	18117	-484
distancia	Coliformes (NMP)	0.136	2307	-22.2	10742	-264
distancia	<i>E. coli</i> (NMP)	0.007	445	-15.01	1463	-48.4
distancia	Temperatura (°C)	0.055	21.19	-0.0802	24.303	-0.0158

RESULTADOS

distancia	Salinidad (ups)	<0.001	36.692	-0.0723	36.006	-0.0535
distancia	Nitrito (μM)	0.289	0.237	-0.00424	0.635	-0.0129
distancia	Nitrato (μM)	0.277	0.75	0.141	4.02	0.0092
distancia	Fosfato (μM)	0.059	0.866	-0.00843	0.651	-0.01266
distancia	Oxígeno (ml L^{-1})	0.237	5.457	0.0132	4.702	0.0099

c)

FONDO		REGRESIÓN				
Variable Explicatoria	Variables Respuesta	P Distancia	Mayo		Octubre	
			α	β	α	β
distancia	MPS (mg L^{-1})	0.581	4.66	0.0563	2.612	-0.0131
distancia	LT (mg L^{-1})	0.083	0.1028	0.00271	0.0659	0.000498
distancia	LT (% ps)	0.373	2.333	0.0257	0.6	0.495
distancia	Coprostanol (ng L^{-1})	0.233	33.9	0.01	82.4	-2.18
distancia	Enterococos (NMP)	0.969	2074	-21.2	9807	11
distancia	Coliformes (NMP)	0.364	2320	-30.8	6543	-69
distancia	<i>E. coli</i> (NMP)	0.011	322	-8.9	1679	-53.7
distancia	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	0.024	21.36	-0.1719	23.976	-0.0263
distancia	Salinidad (ups)	<0.001	36.813	-0.0784	37.206	-0.0853
distancia	Nitrito (μM)	0.567	0.241	0.0141	1.17	0.0198
distancia	Nitrato (μM)	0.716	2.06	0.126	5.35	-0.0624
distancia	Fosfato (μM)	0.69	0.844	0.019	1.183	-0.02824
distancia	Oxígeno (ml L^{-1})	0.371	5.323	-0.0508	3.835	0.0122

7.6. Correlación de los indicadores de contaminación fecal con las variables ambientales de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y nutrientes (nitritos, nitratos y fosfatos) en dos temporadas contrastantes.

Se observó una clara separación entre los sitios más cercanos al puerto de San Carlos y el resto de los sitios en mayo (Fig. 22). Un aumento en los valores de la salinidad, coprostanol, *E. coli* y la temperatura se detectaron en los sitios de muestreo más cercanos al puerto de San Carlos EST, MFP y PMG, mientras que los sitios más alejados del Puerto San Carlos tuvieron la mayor transparencia, lípidos totales y esteroides totales.

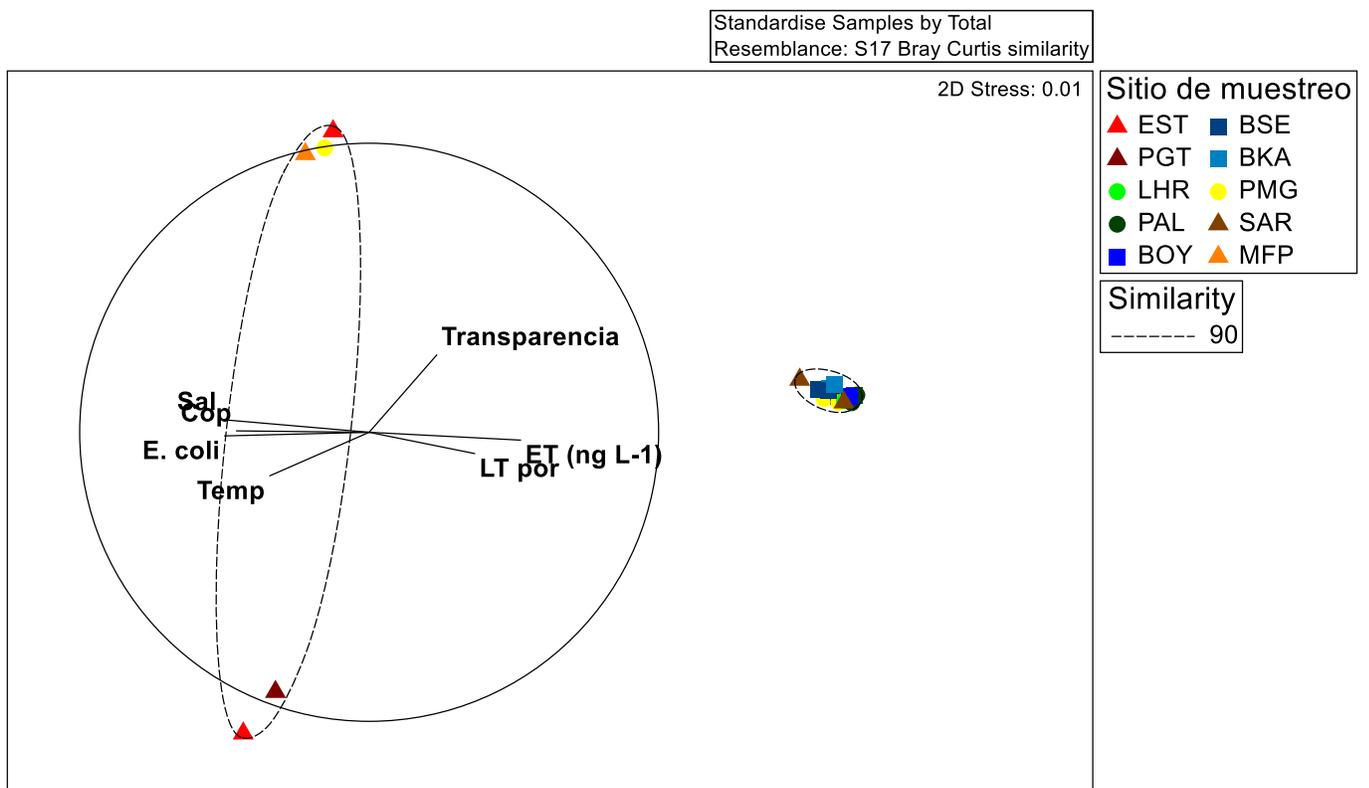


Figura 22. Variables ambientales e indicadores de contaminación antropogénica que contribuyen a la separación de los sitios de muestreo de Bahía Magdalena, Baja California Sur en mayo de 2018, obtenidos con el análisis multidimensional no métrico (nmMDS) con una correlación de Pearson >0.35 con los MDS1 y MDS2; la separación fue estadísticamente diferente PERMANOVA Pseudo - $F = 2.57$, $p(\text{MC}) = 0.041$. Temp= temperatura, Cop= coprostanol (% de esteroides totales), *E. coli*= *Escherichia coli*, Sal= salinidad, LT por= Porcentaje de lípidos totales, ET (ng L-1) = Esteroides totales.

En contraste, durante el mes de octubre la mayoría de los sitios mostraron condiciones más parecidas a los sitios más cercanos al puerto de San Carlos con mayor concentración de coprostanol, enterococos, MPS, nutrientes como nitratos y fosfatos, lípidos totales y esteroides totales. Las estaciones más distintas fueron BOY y BKA que son las más alejadas del puerto, que se caracterizaron por tener una mayor profundidad, transparencia, mayor proporción de fitosteroides como el sitosterol y el brasicasterol y mayor concentración de nitritos (Fig. 23).

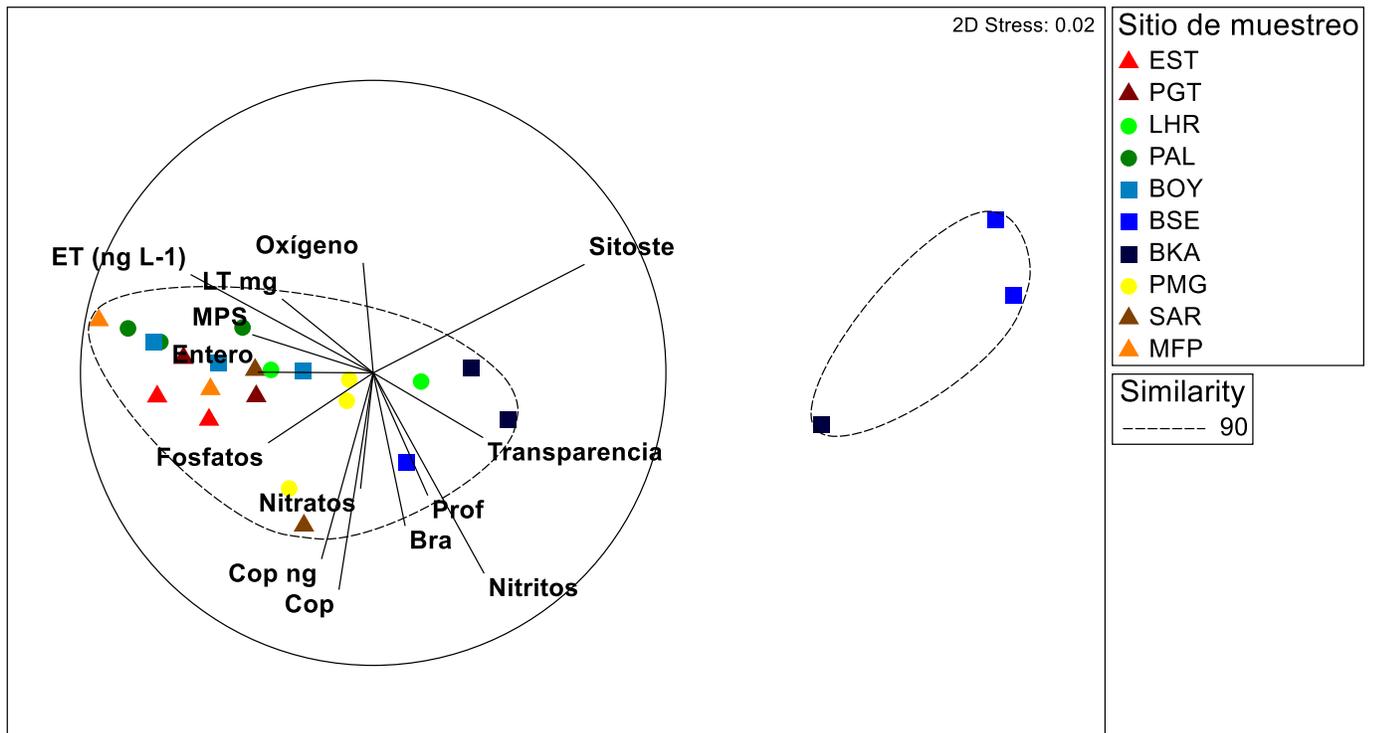


Figura 23. Variables ambientales e indicadores de contaminación antropogénica que contribuyen a la separación de los sitios de muestreo de Bahía Magdalena, Baja California Sur en octubre de 2018, obtenidos con el análisis multidimensional no métrico (nmMDS) con una correlación de Pearson >0.35 con MDS1 y MDS2; la separación fue estadísticamente diferente PERMANOVA Pseudo - $F = 4.63$, $p(\text{MC})=0.006$. Temp= temperatura, Cop= coprostanol, Sal= salinidad, LT mg= Concentración de lípidos totales (ng L⁻¹), ET (ng L⁻¹)= Esteroides totales, Bra= brasicasterol, Prof= profundidad, Sitoste= sitosterol, Entero= enterococos, MPS= materia particulada en suspensión.

8. DISCUSIÓN

8.1. Bacterias indicadoras de contaminación fecal a través de la técnica de NMP

En los últimos años, el uso de medios cromogénicos para la detección y cuantificación de bacterias indicadoras de contaminación fecal (enterococos y coliformes), aumenta a medida que permiten una rápida identificación de células viables directamente en la placa sin necesidad de utilizar pasos de confirmación. Estos métodos son utilizados en la actualidad por la COFEPRIS para el monitoreo de la calidad del agua de las playas.

En la actualidad no se ha encontrado información publicada en el área de estudio sobre estos Indicadores fecales, con excepción de un estudio en el canal de comunicación entre el Estero San Carlos y la Laguna de Bahía Magdalena, donde se registraron altas abundancias de enterococos y coliformes fecales durante muestreos en un sitio fijo en periodos de mareas consecutivos (Caneva-Silva 2017). En el estudio realizado por Saldaña-Fabela *et al.*, 2014 en la Bahía de Acapulco, ubicada en el Pacífico Mexicano, encuentran una elevada contaminación de enterococos y coliformes fecales en varios de sus sitios de muestreo, sobre todo en los más cercanos a una zona de descarga de aguas residuales, muy similar a lo encontrado en el presente trabajo, con la diferencia que este estudio registró valores muy elevados tanto en las zonas aledañas a la fuente de aguas residuales, como en las más lejanas, llegando a la boca de la bahía donde se comunica con mar abierto. A pesar de que Bahía Magdalena presenta un área extensa con una distancia aproximada de 30 km desde la población hasta la boca, y profundidades de hasta 40 m en los sitios más profundos. Esto es probablemente debido a que no existe ningún sistema de tratamiento de aguas negras, por lo cual, al ser una fuente de manera continua y difusa, consideramos que puede llegar a dispersarse en gran parte de la bahía. Esta dispersión se puede observar claramente con el foco de contaminación que se identificó principalmente de *E.coli* tanto en la superficie como en el fondo en los meses de mayo y octubre (Fig.7). Para el caso de los enterococos y coliformes fecales también se observa esta dispersión (Figs. 3 y 5). La concentración de coliformes totales y enterococos podría ser subestimada en mayo debido a que no se realizaron diluciones, ya que no se esperaba que se rebasara la capacidad de la prueba

debido al exceso de estos microorganismos en el medio. Sin embargo, en el mes de octubre si se realizaron las diluciones y se encontraron altas concentraciones de coliformes totales y enterococos. Existen otras fuentes de heces como las aves, los leones marinos u otros animales podrían aportar estos microorganismos indicadores de forma natural. Sin embargo la relación inversamente proporcional que se registro en función de la distancia, cuando se consideran todas las profundidades (Tabla 4A) y sobre todo en la superficie en mayo y octubre (Tabla 4B) sugiere que el aporte principal es del estero de puerto San Carlos. La otra posibilidad es que los aportes naturales y antropogénicos se sumaran, para distinguirlos se podrían hacer pruebas con ADN para distinguir entre cepas de origen antropogénico y natural.

A nivel mundial existen diversos trabajos como por ejemplo los realizados en Perú y Argentina (Germán Vergaray *et al.*, 2007; Lucero *et al.*, 2019) para evaluar la calidad microbiológica del agua de mar, utilizando los coliformes y los enterococos como indicadores de contaminación fecal. Dependiendo de la frecuencia y el tipo de aporte de materia fecal al medio es el nivel de contaminación encontrado, así como de los límites de las normas utilizadas.

La cantidad y la dispersión de bacterias indicadoras en medio marino depende principalmente de su aporte, pero también de su capacidad de adaptación y de los diferentes factores ambientales ya que experimentan un ambiente muy hostil (Sivri *et al.*, 2002). El tiempo en el cual las células se mantienen viables depende de diversos factores externos y de las características propias de la célula bacteriana (Anderson *et al.*, 2005). La capacidad de adaptación de las células microbianas a las condiciones marinas es muy limitada, lo que conlleva a daños fisiológicos que pueden ser sub-letales (Kapuscinski *et al.*, 1981) o letales (Anderson *et al.*, 1979).

8.2. Variables Ambientales

La distribución temporal de temperatura en la bahía mostró que durante mayo los valores fueron menores respecto a octubre y diciembre, probablemente debido a la influencia de agua fría de la Corriente de California y los procesos de surgencia costera en la región. La distribución espacial en cada muestreo fue menos homogénea en mayo ($\pm 6.2^{\circ}\text{C}$ en superficie y $\pm 9.4^{\circ}\text{C}$ en fondo) respecto a octubre y diciembre, respectivamente ($\pm 2.6^{\circ}\text{C}$ en superficie $\pm 4^{\circ}\text{C}$ en fondo y ($\pm 2.7^{\circ}\text{C}$ en superficie y $\pm 2.4^{\circ}\text{C}$ en el fondo). En el mes de mayo la temperatura y la salinidad muestran una correlación significativa con la distribución y abundancia de *E. coli*, coprostanol en los sitios de muestreo más cercanos a la fuente de contaminación que son más someros (Fig. 22). Los valores de salinidad fueron consistentes con la condición antiestuarina y subtropical de BM donde no hay aporte de agua dulce. A pesar de sus diferencias en los valores registrados no se encontraron diferencias significativas ($P > 0.05$) entre los tres meses de muestreo. Los sitios de muestreo EST, PGT, SAR y MFP presentaron valores más elevados de salinidad, probablemente debido a la evaporación del agua en las zonas más someras, como es el caso de dichos sitios.

Jozić *et al.* (2014) realizaron un estudio para investigar el efecto separado y simultáneo de la temperatura, salinidad y la radiación solar, en células de *E. coli* en agua de mar. Sus resultados no mostraron un efecto significativo en relación con la temperatura y la salinidad con el tiempo de supervivencia de las células bacterianas, lo cual coincide con otros estudios previos mencionados por los autores (Anderson *et al.*, 1979; Fujioka *et al.*, 1981; Šolić *et al.*, 1992; Anderson *et al.*, 2005). En cambio, sí se encontró un efecto negativo importante en cuanto a la radiación solar, con una reducción significativa de 15 a 70 veces sobre la supervivencia de *E. coli* en el agua de mar. Los autores concluyeron que cuando las bacterias se exponían a un rango natural de radiación solar se extinguían con mayor rapidez. Estos resultados son congruentes con lo descrito en este trabajo, ya que no se encontró ninguna relación en cuanto a la temperatura y salinidad con los coliformes fecales durante el mes de octubre (figura 22), en cambio en el mes de mayo se observó una relación significativa de dichas variables en los sitios más someros e internos de la bahía (Fig. 23), probablemente debido a que los otros sitios estaban más influenciados por los procesos oceanográficos locales que presenta BM, como es el caso de las surgencias.

Respecto al oxígeno disuelto, se registraron diferencias significativas en el mes de mayo, respecto a octubre y diciembre, las cuales pueden ser debidas a la influencia de los procesos de surgencias en la zona de la boca de la bahía (sitios BSE, BKA, PMG) que llevan aguas subsuperficiales con menor contenido de oxígeno disuelto (Zaytsev *et al.*, 2003).

Bahía Magdalena es una laguna que recibe frecuentes aportes de nutrientes de manera natural y de manera antropogénica, a través las descargas de aguas residuales de la población de San Carlos, el puerto y actividades acuícolas.

El nitrógeno inorgánico en el agua se oxida gradualmente reduciéndose primero el amonio a nitrito y luego a nitrato. El ion nitrito es el más inestable, debido a que se encuentra como intermediario de la oxidación y de esa manera generalmente sus valores son poco detectados y más bajos que el nitrato, como se muestra en este trabajo.

Cervantes Duarte *et al.* (2017) realizaron un ciclo de muestreo en BM durante los meses de junio y agosto de 2005, donde obtuvieron que los nutrientes (nitrógeno inorgánico disuelto y fosfato) mostraron el mismo patrón de distribución y su relación fue alta y significativa ($r = 0.90$; $p < 0.001$); ambos incrementaron su concentración de la superficie al fondo. Este patrón de incremento es similar al registrado por otros autores (Jiménez-Quiroz *et al.* en el 2019). Estos resultados son similares a los observados en este estudio, donde los valores de nitritos también fueron más elevados en el fondo que en la superficie, sin embargo, no presentaron diferencias significativas. Se observaron 3 valores elevados de nitrito durante el muestreo de octubre en el fondo de las estaciones BKA, PMG y SAR, las cuales son las más profundas. Los valores de nitrato mostraron el patrón similar al descrito anteriormente en el mes de mayo, donde los valores elevados fueron observados en el fondo en los sitios BSE y PMG. En cambio, los fosfatos sí mostraron diferencias significativas entre los meses de mayo y diciembre, donde en el fondo del mes de mayo se obtuvieron los datos más altos en los sitios cercanos a la boca de la bahía. En general las concentraciones de nutrientes se encontraron en mayor proporción en el fondo que en la superficie, principalmente en los sitios más profundos de BM y en los más someros casi no se encontró variación entre los valores. Ya que las zonas poco profundas se caracterizan por ser homogéneas en cuanto a nutrientes,

temperatura y salinidad en la columna de agua (Cervantes-Duarte *et al.*, 2010) y las más profundas están influenciadas por el océano identificándose una estratificación (Zaitsev *et al.*, 2010) y con un aporte de agua fría rica en nutrientes por procesos de surgencia (Zaytsev *et al.*, 2003).

Caneva-Silva (2017) realizó dos campañas de muestreos en el Estero de San Carlos. Su primera campaña fue realizada durante un período de marea baja en octubre de 2017, para la cual la evaluación de la calidad del agua mostró que la mayoría de los parámetros fisicoquímicos propuestos por la NOM-001 (Temperatura, Oxígeno disuelto, Sólidos sedimentables, nitritos y nitratos), respecto a las aguas costeras, no sobrepasan el valor estipulado por la norma, por lo que no generan un impacto en el estero, sin embargo, el pH, detergentes, amonio y fosfato evaluados con respecto a los Criterios Ecológicos (CE-CCA-001/89) estuvieron por encima del valor estipulado, categorizados como impactos extremos. En cuanto a su segunda campaña (junio de 2017), los parámetros medidos no tuvieron impacto en el estero en todos sus usos respecto a las aguas costeras, según la NOM-001, mientras que los evaluados con respecto a los Criterios Ecológicos (CE-CCA-001/89) registraron un valor intermedio en el nitrato y el pH, impacto de 1, mientras que el nitrito, amonio y fosfato estuvieron por encima del límite permisible. Debido a lo anterior mencionado, el autor concluye que la calidad del agua del estero de San Carlos fue mala para todos los usos en cuanto aguas costeras. Esto fue debido a que la mayoría de las veces sus valores sobrepasaron los límites establecido según los Criterios Ecológicos (CE-CCA-001/89).

8.3. Coprostanol (5β -cholestan- 3β -ol) en MPS y su relación con los indicadores microbiológicos de contaminación fecal.

Una clase de lípidos conocidos como 5β -estanoles, son biomarcadores directos de heces de animales, y tienen una importante ventaja en cuanto a su preservación a largo plazo en suelos y sedimentos debido a su baja solubilidad en agua y a su capacidad de unirse a la materia orgánica particulada (Lloyd *et al.*, 2012).

De acuerdo con las diferentes dietas de los organismos, los 5β -estanoles derivados del colesterol se encuentran en altas proporciones en heces de omnívoros y carnívoros (coprostanol y epicoprostanol), mientras que los derivados del β -sitosterol, un fitosterol (esterol vegetal), se encuentran en altas proporciones en heces de herbívoros 24-etilcoprostanol y 24 etilepicoprostanol (Harrault *et al.*, 2019). Según diversos trabajos (Leeming *et al.*, 1996; Bull *et al.*, 2002; Derrien *et al.*, 2012), las heces de los omnívoros (humanos, cerdos y perros) contienen una mayor abundancia relativa de coprostanol en comparación con los herbívoros (vacas, caballos, cabras, ovejas, renos, alces), que presentan una alta abundancia relativa de 24-etilcoprostanol y de 24-etilepicoprostanol.

El coprostanol que es un indicador de contaminación por heces, se encuentra unido al MPS en la columna de agua, por lo que el cambio significativo en función de la profundidad puede ser debido a que el mismo tiende a acumularse en el fondo.

El brasicasterol y el ocellasterol se han reportado como biomarcadores de fitoplancton, por cual el alto porcentaje de estos esteroides en el mes de octubre coincide con lo reportado por Gárate-Lizarraga y Siqueiros-Beltrones (1998), quienes reportan un pico de fitoplancton en otoño explicado por los procesos de resuspensión de nutrientes internos de la bahía (Cervantes-Duarte *et al.*, 2014).

En cuanto al límite utilizado (20 ngL^{-1} de coprostanol), en la superficie solo el sitio EST estuvo por encima durante el mes de octubre (Tabla 2) debido a que probablemente esta sea la fuente de mayor aporte de aguas residuales a la Bahía, ya que se conoce que las mismas desembocan al estero de San Carlos de manera continua y difusa sin previo tratamiento. En el mes de mayo los sitios que presentan concentraciones de coprostanol por arriba del límite son principalmente los más someros de la bahía. Esto es debido a que en dicho mes nos encontrábamos en período de surgencias como se menciona anteriormente, y había un mayor intercambio de aguas profundas del exterior de la bahía, exceptuando el sitio PAL que es profundo, pero es considerado un sitio interno del

sistema y lo más probable es que al entrar agua del medio externo y por el movimiento de las corrientes, se acumule MPS en esta zona. En cambio, en el mes de octubre había una mayor dispersión ya que se encontraron concentraciones de coprostanol tanto en sitios someros como profundos (BSE y PMG); que son los más lejanos a los desechos de la población y los que mayor intercambio con la entrada de la bahía tienen. Sin embargo, los límites para la razón de coprostanol/colesterol y de coprostanol/(coprostanol+colestanol) no se rebasó en ninguna estación, debido a la alta concentración de esteroides totales que se encontraban presentes.

El análisis de regresión y correlación lineal entre la concentración de coprostanol y abundancia de bacterias en muestras de superficie en los muestreos de mayo y octubre coincide con lo descrito en la literatura (Fig. 8) (Leeming y Nichols. 1996; Nichols *et al.*, 1993). Isobe *et al.* (2004) destacan que independientemente del escenario climatológico encontraron que existe una fuerte correlación entre ambas variables. Sin embargo, en las muestras de fondo de la bahía, la buena correlación no se observó debido que la cantidad de *E.coli* encontrada fue menor en comparación con el coprostanol, ya que este se encuentra unido a la MPS y la misma se acumula en el fondo (Fig. 9). También hay que destacar que este es el primer estudio que se realiza en una zona antiestuarina y subtropical y los límites de coprostanol utilizados están establecidos para aguas tropicales con influencia de agua dulce principalmente de ríos. Además, BM presenta procesos oceanográficos propios que afectan los patrones de circulación y por tanto pueden influir en la dispersión y deposición de la MPS, por lo cual para futuros trabajos en este sitio se recomienda la toma de núcleos de sedimentos, para tener la menor influencia oceánica posible. En el caso de enterococos y coliformes totales la correlación no se pudo realizar debido a que como se explicó con anterioridad, la mayoría de los valores en los sitios de muestreos estaban al límite del rango medible.

9. CONCLUSIONES

1. Bahía Magdalena se encuentra contaminada microbiológicamente, debido a que los Enterococos y los Coliformes fecales sobrepasan el Límite Máximo Permisible en todos los sitios muestreados, de acuerdo a las Normas Mexicanas utilizadas. Así como *Escherichia coli* se encuentra en elevadas concentraciones en las estaciones más someras e interiores de la bahía.
2. Los valores de coprostanol encontrados en el fondo de la mayoría de las estaciones indican que gran parte de la bahía se encuentra contaminada antropogénicamente.
3. El coprostanol y el NMP de *E. coli*, se relacionan significativamente en la superficie, pero no en el fondo, probablemente debido a que el coprostanol se acumula en el fondo indicando una contaminación frecuente.

10. RECOMENDACIONES

1. Añadir al menos 2 sitios de muestreo en el centro de la bahía, así como en los alrededores del estero y el puerto de San Carlos, para tener una mayor representación del sitio y ubicar con más precisión el lugar de salida de las aguas residuales.
2. Realizar muestreos durante un año, para observar la variación anual y ver si existen diferencias en los períodos de lluvia.
3. Tomar muestras de sedimento para la detección de coprostanol y poder decir si éste es fiable para la identificación de contaminación fecal en Bahía Magdalena.
4. Realizar análisis genético para corroborar que la contaminación principal es humana, producto principalmente de las aguas residuales.

11. LITERATURA CITADA

Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89. Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 14 de diciembre de 1989.

Anderson, D. M., P. M. Glibert y J. M. Burkholder. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*. 25: 704-726.

Anderson, I. C., M. Rhodes y H. I. Kator. 1979. Sublethal stress in *Escherichia coli*: a function of salinity. *Applied and Environmental Microbiology*. 38: 1147-1152.

Anderson, K. L., J. E. Whitlock y D. J. Harwood. 2005. Persistence and differential survival of fecal indicator bacteria in subtropical waters and sediments. *Applied and Environmental Microbiology*. 71: 3041-3048.

Arboleda-Baena, C. M., I. M. Arismendi-González, M. Sepúlveda-Sánchez, M. Rodríguez-López y J. Betancur-Urán. 2016. Verificación de la metodología colilert para la determinación y cuantificación de coliformes totales y *escherichia coli* en una matriz de agua natural. *Revista Politécnica issn*. 22: 105-112.

Ávila de Navia, S. L. y S. M. Estupiñan. 2009. Calidad sanitaria del agua de la Ciénaga Mata de Palma en el Departamento del Cesar, Colombia. *NOVA*. 7(11): 85-91.

Badgley, B. D., F. I. M. Thomas y V. J Harwood. 2011. Quantifying environmental reservoirs of fecal indicator bacteria associated with sediment and submerged aquatic vegetation. *Environmental Microbiology*. 13(4): 932-942.

Barrera-Escorcia, G., J. C. Vásquez-Martínez y M. E. Meave del Castillo. 2014. Contaminación microbiológica en la bahía de Acapulco. **En:** Botello, A. V., F. Páez-Osuna, L. Méndez-Rodríguez, M. Betancourt-Lozano, S. Álvarez-Borrego y R. Lara-Lara (eds.). *Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE. 457-476.

Botello, A. V, F. Páez-Osuna, L. Méndez-Rodríguez, M. Betancourt-Lozano, S. Álvarez-Borrego y R. Lara-Lara (eds.). 2014. *Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto*

ambiental: diagnóstico y tendencias. UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE. 930.

Botello, A.V., S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez, y J. L. Rojas Galaviz (eds.). 2011. *Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático (segunda edición)*. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, UNAM- ICMYL, Universidad Autónoma de Campeche, 754.

Bujagic, I. M, S. Gruji, Z. Jaukovi, M. Lausevic. 2016. Sterol ratios as a tool for sewage pollution assessment of river sediments in Serbia. *Environ. Pollut.* 213: 76-83.

Bull, I. D., M. J. Lockheart, M. M. Elhmmali, D. J. Roberts, R. P. Evershed. 2002. The origin of faeces by means of biomarker detection. *Environ Int.* 27: 647–654.

Camargo, J. A y A. Alonso. 2007. Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas* 16 (2): 98-110.

Campos-Pinilla, C., M. Cárdenas y A. Guerrero. 2008. Comportamiento de los indicadores de contaminación fecal en diferentes tipos de agua de la sabana de Bogotá (Colombia). *Universitas Scientiarum.* 13 (2): 103-108.

Carreón-Palau, L, C. C. Parrish, y H. Pérez-España. 2017. Urban sewage lipids in the suspended particulate matter of a coral reef under river influence in the South West Gulf of Mexico. *Water Research*, 123: 192-205.

Cervantes-Duarte, R., R. Prego, S. López-López, F. Aguirre-Bahena y N. Ospina-Álvarez. 2013. Annual patterns of nutrients and chlorophyll in a subtropical coastal lagoon under the upwelling influence (SW of Baja-California Peninsula). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 120: 54-63.

Cervantes-Duarte, R., A. J. Marmolejo-Rodríguez, J. Santos-Echeandía, S. Futema-Jiménez, F. Barrera-González y S. López-López. 2014. Análisis del agua litoral en San Carlos, Baja California Sur, México. *Naturaleza y Desarrollo*, 12(2): 50-62.

Del Angel-Rodríguez, J. A., L. Carreón-Palau, y M. O. Arjona-López. 2017. Determinación de ácidos grasos y esteroides por cromatografía de gases espectrometría

de masas. **En:** Arredondo-Vega, B. O., D. Voltolina, T. Zenteno-Savin, M. Arce-Montoya y G. Gómez-Anduro. (eds) *Herramientas Analíticas para la evaluación de la biomasa microalgal 2da edición*. Editorial Pandora. 150.

Derrien, M., E. Jardé, G. Gruau, A. M. Pourcher, M. Gourmelon y A. Jadas-Hécart. 2012. Origin of fecal contamination in waters from contrasted areas: stanols as Microbial Source Tracking markers. *Water Res.* 46: 4009–4016.

Díaz–Castañeda, V. y J. A. De León-González. 2007. Comunidades de anélidos poliquetos de Bahía Magdalena. **En:** Funes-Rodríguez, R., J. Gómez-Gutiérrez y R. Palomares-García (eds) *Estudios ecológicos en Bahía Magdalena*. CICIMAR-IPN, La Paz, Baja California Sur, México. 91-100.

Dutka, B. J., A. S. Y. Chau y J. Coburn. 1974. Relationship between bacterial indicators of water pollution and fecal sterols. *Water Research*, 8(12): 1047-1055.

Fernández, N. y F. Solano. 2005. Índices de Calidad y de contaminación del Agua. Universidad de Pamplona. Tesis doctoral.

Fernández-Rendón, C. L., y G. Barrera-Escorcía, 2014. Contaminación microbiológica en la zona costera del Pacífico Mexicano. **En:** Botello, A. V., F. Páez-Osuna, L. Mendez-Rodríguez, M. Betancourt-Lozano, S. Álvarez-Borrego y R. Lara-Lara (eds.). *Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE. 477-494.

Flores-Mejía, M. A., M. Flores-Hernández y M. L. Ríos-Miranda. 2011. Calidad bacteriológica de las principales playas de la bahía de Acapulco, Guerrero. *ContactoS* 80: 5–11.

Fujioka, R. S., H. H. Hashimoto, E. B. Siwak y H. F. Reginald. 1981. Effect of sunlight on survival of indicator bacteria in seawater. *Applied and Environmental Microbiology*. 41: 690-696.

Funes-Rodríguez, R., J. Gómez-Gutiérrez y R. Palomares-García (eds.). 2007. *Estudios ecológicos en Bahía Magdalena. 1ª Edición*. CICIMAR-IPN, La Paz, Baja California Sur, México. 346.

García, G., L. F. Velásquez, G. Gómez, F. Pineda y Y. Saldarriaga. 2004. Manual de laboratorio de microbiología general. Universidad de Antioquia, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Instituto de Biología, Medellín. Colombia.

Germán Vergaray., C. R. Méndez, H. Y. Morante, V. I. Heredia, V. R. Béjar. 2007. *Enterococcus* y *Escherichia coli* como indicadores de contaminación fecal en playas costeras de Lima. *Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG*. Vol. 10, Nº 20, 82-86.

Grimalt, J. O. y J. Albaigés. 1990. Characterization of the depositional environments of the Ebro Delta (western Mediterranean) by the study of sedimentary lipid markers. *Mar. Geol.* 95: 207-224.

Hixson, S. M., C. C. Parrish y D. M. Anderson. 2013. Effect of replacement of fish oil with camelina (*Camelina sativa*) oil on growth, lipid class and fatty acid composition of farmed juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Fish Physiol Biochem.* 39: 1441-1456.

INEGI. (2010). Censo de población 2010 recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2010/>.

Isobe, K. O., T. Mitsunori, N. M. P. Zacaria, H. Nguyen, L. Y. Minh y H. Takada. 2002. Quantitative application of fecal sterols using gas chromatography-mass spectrometry to investigate fecal pollution in tropical waters: western Malaysia and Mekong Delta, Vietnam. *Environ. Sci. Tech.* 36: 4497-4507.

Isobe, K. O., M. Tarao, N. H. Chiem, L. Y. Minh y H. Takada. 2004. Effect of environmental factors on the relationship between concentrations of coprostanol and fecal indicator bacteria in tropical (Mekong Delta) and temperate (Tokyo) freshwaters. *Appl. Environ. Microbiol.* 70: 814-821.

Kolm, H. E., K. V. Gomes, F. K. Ishii y C. C Martins. 2018. An integrated appraisal of multiple faecal indicator bacteria and sterols in the detection of sewage contamination in subtropical tidal creeks. *International Journal of Hygiene and Environmental Health.* 221: 1032-1039.

Köster, W., T. Egli, N. Ashbolt, K. Botzenhart, N. Burlion, T. Endo, P. Grimont, E. Guillot, C. Mabilat, L. Newport, M. Niemi, P. Payment, A. Prescott, P. Renaud y A. Rust. 2003. Analytical methods for microbiological water quality testing. **En:** *Assessing Microbial Safety of Drinking Water: Improving approaches and methods*. World Health Organization and the Organization for Economic Co-operation and Development. IWA Publishing.

Leeming, R., y P. D. Nichols. 1996. Concentrations of coprostanol that correspond to existing bacterial indicator guideline. *Water Res.* 30: 2997– 3006.

Leeming, R., A. Ball, N. Ashbolt y P. Nichols. 1996. Using faecal sterols from humans and animals to distinguish faecal pollution in receiving waters. *Water research.* 30(12): 2893-2900.

Lloyd, C. E. M., K. Michaelides, D. R. Chadwick, J. A. J. Dungait y R. P. Evershed. 2012. Tracing the flow-driven vertical transport of livestock-derived organic matter through soil using biomarkers. *Org Geochem.* 43: 56–66.

Lucero N. M., M. I. Prario, E. E. Escobar, M. L. Patat, A. V. Saicha, M. B. Espinosa. 2019. Evaluación de indicadores de contaminación fecal en una playa recreacional (Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina). *Hig. Sanid. Ambient.* 19 (1): 1713-1720.

Manifiesto de Impacto Ambiental, 2008.
<http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/bcs/estudios/2011/03BS2011HD077.pdf>

Méndez, R. I., L. San Pedro, E. R. Castillo y E. B. Vázquez. 2010. Modelación del tiempo de conservación de muestras biológicas de agua. *Rev Int Contam Ambient.* 26 (4): 327-335.

Mendoza-Salgado, R., C. H. Lechuga-Devéze, y A. Ortega-Rubio. 2005. First approach of a method to asses water quality for arid climate bay in the Gulf of California. *Science of the Total Environment.* 347: 208-216.

Murrell, J. L., M. Rojas-Badía, B. Romeu-Álvarez, N. Rojas-Hernández y M. Heydrich-Pérez. 2013. Bacterias indicadoras de contaminación fecal en la evaluación de la calidad de las aguas. *Water Res.* 33: 2997– 3045.

Nichols, P. D., R. Leeming, M. S. Rayner, V. Latham, N. J. Ashbolt y C. Turner. 1993. Comparison of the abundance of the fecal sterol coprostanol and fecal bacterial groups in inner-shelf waters and sediments near Sydney, Australia. *J. Chromatogr.* 643:189–195.

Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 6 de enero de 1997.

Ojeda-Ruiz de la Peña, M. A., y M. Ramírez-Rodríguez. 2012. Interacciones de pesquerías ribereñas en Bahía Magdalena–Almejas, Baja California Sur. *Región y sociedad.* vol.24 no.53.

Orozco, C., A. Pérez, M. N. Gonzáles, F. Rodríguez y J. Alfayate. 2005. *Contaminación Ambiental. Una visión desde la Química. 3ra edición*, Thomson Editoriales Spain Paraninfo, S.A.

PMSMB/CBCS, 2009. Estudio Inicial para la Clasificación Sanitaria de las áreas de cultivo y extracción silvestre de moluscos bivalvos del Complejo Lagunar de Bahía Magdalena-Bahía Almejas, en el Municipio de Comondú (junio 2007 a marzo del 2009) La Paz, Baja California Sur. *Programa Mexicano de Sanidad de Moluscos Bivalvos, Comité Baja California Sur, México.* 1-39.

Pulido, M. A., S. Ávila de Navia, S. Estupiñán-Torres y A. Gómez-Prieto. 2005. Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua. 69-79.

Quintero-Rendón, L. A., E. A. Agudelo, Y. A. Quintana-Hernández, S. A. Cardona-Gallo y A. F. Osorio-Arias. 2010. Determinación de indicadores para la calidad de agua, sedimentos y suelos, marinos y costeros en puertos colombianos. *Revista Gestión y Ambiente.* 46-64.

Rossen, A., M. I. Rodríguez, A. L. Ruibal, M. S. Fortunato, A. Bustamante, M. Ruiz, C. Angelaccio y S. Korol. 2008. Indicadores bacterianos de contaminación fecal en el embalse San Roque (Córdoba, Argentina). *Hig Sanid Ambient.* 8: 325-330.

Samboni-Ruiz, N. E., C. E. Yesid y C. E. Juan. 2007. A review of physical-chemical parameters as water quality and contamination indicators.

Sánchez-Montante, O., O. Zaitsev y M. Saldivar-Reyes. 2007. Condiciones hidrofísicas en el sistema lagunar Bahía Magdalena-Almejas. **En:** Funes-Rodríguez, R., J. Gómez-Gutiérrez y R. Palomares-García (eds) *Estudios ecológicos en Bahía Magdalena*. CICIMAR-IPN, La Paz, Baja California Sur, México. 1-28.

Santamaría-Gallegos, N. A., E. F. Félix-Pico, J. L. Sánchez-Lizaso y R. Riosmena-Rodríguez. 2007. Ecología de la fanerógama *Zostera marina* en el sistema lagunar Bahía Magdalena-Bahía Almejas. **En:** Funes-Rodríguez, R; J. Gómez-Gutiérrez y R. Palomares-García (eds) *Estudios ecológicos en Bahía Magdalena*. CICIMAR-IPN, La Paz, Baja California Sur, México. 101-112.

Santiago-Rodríguez, T. M., R. L. Tremblay, C. Toledo-Hernández, J. E. González-Nieves, H. Ryu, J. W. Santo Domingo y G. A. Toranzos. 2012. Microbial quality of tropical inland waters and effects of rainfall events. *Appl and Environ Microbiol.* 78(15): 5160-5169.

Smith, V. H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. *Environ. Sci. Pollut.* 10: 126-139.

Šolić, M. y N. Krstulović. 1992. Separate and combined effects of solar radiation, temperature, salinity and pH on the survival of fecal coliforms in seawater. *Marine Pollution Bulletin.* 24: 411-416.

Strickland, J. D. H. y T. R. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Fisheries research board of Canada. Bulletin* 167 (Second Edition). 310.

Vergaray, G., C. R. Méndez, H. Y. Morante, V. I. Heredia y V. R. Béjar. 2007. *Enterococcus* y *Escherichia coli* como indicadores de contaminación fecal en playas costeras de Lima. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica.* 10(20): 6-82.

Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco y J. M. Melillo. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science.* 277(5325): 494-499.

Vollenweider, R. A., F. Giovanardi, G. Montanari y A. Rinaldi. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a Trophic Scale, Turbidity and Generalized Water Quality Index. *Environmetrix*. 9: 329-357.

Zaytsev, O., R. Cervantes-Duarte, O. Montante y A. Gallegos-Garcia. 2003. Coastal Upwelling Activity on the Pacific Shelf of the Baja California Peninsula. *Journal of Oceanography*. 59: 489-502.

12. ANEXOS

Anexo I: Concentraciones de bacterias indicadoras de contaminación fecal.

Temporada	Estación	Log ₁₀ Enterococos (NMP)			Log ₁₀ Coliformes (NMP)			Log ₁₀ <i>E. coli</i> (NMP)		
		S	M	F	S	M	F	S	M	F
may-18	EST	3.38	-	3.38	3.38	-	3.38	3.08	-	2.87
	PGT	3.38	-	3.38	3.38	-	3.38	1.31	-	1.31
	LHR	3.38	-	3.38	3.38	-	3.38	2.31	-	2.73
	PAL	3.38	2.96	3.38	3.38	3.38	3.38	1.62	1.53	1.02
	BOY	3.38	3.38	3.38	3.19	3.38	3.38	0.79	0.85	0.87
	BSE	3.19	3.15	2.74	3.38	3.38	2.54	1.22	1.32	1.44
	BKA	3.24	1.89	1.85	2.51	1.20	0.98	1.22	1.13	1.74
	PMG	1.50	1.79	2.20	1.48	1.24	1.72	1.38	1.31	1.76
	SAR	3.38	-	3.15	3.38	-	3.38	0.98	-	1.28
	MFP	3.38	-	3.38	3.38	-	3.38	1.74	-	1.71
oct-18	EST	4.38	-	4.38	4.38	-	4.13	3.41	-	3.41
	PGT	4.30	-	4.32	3.68	-	3.68	2.29	-	2.69
	LHR	3.81	-	3.73	4.08	-	4.05	2.82	-	2.64
	PAL	3.68	3.68	3.68	3.06	3.54	3.68	1.37	1.48	2.28
	BOY	3.89	3.96	4.38	3.68	3.68	3.68	1.87	2.11	2.08
	BSE	2.91	3.44	4.08	3.29	3.29	3.68	1.91	2.08	2.31
	BKA	3.08	3.11	3.19	3.38	3.19	3.30	1.07	1.30	1.42
	PMG	2.07	2.42	3.38	2.64	3.24	3.38	0.99	1.18	1.65
	SAR	2.56	-	3.38	2.72	-	3.19	1.74	-	1.99
	MFP	4.38	-	3.38	3.68	-	3.38	3.24	-	3.38
dic-18	EST	4.49	-	3.98	3.90	-	4.05	3.41	-	2.98
	BKA	2.30	2.64	3.19	2.27	2.51	3.08	1.65	1.74	1.77
	MFP	3.13	-	3.55	3.39	-	3.65	3.30	-	2.98

Anexo II: Datos de Variables Ambientales y Coprostanol

Temporada	Estación	Transparencia (m)	Profundidad (m)			Temperatura (oC)			Salinidad (ups)			Oxígeno (ml l-1)		
			S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F
may-18	EST	1.5	0	-	3	22.9	-	22.9	36.9	-	37.0	5.7	-	5.5
	PGT	3	0	-	4	20.1	-	20.3	35.4	-	35.5	5.0	-	5.1
	LHR	2	0	-	4	19.6	-	18.7	35.2	-	35.0	5.4	-	5.5
	PAL	2.5	0	5	11	17.7	17.1	16.3	34.5	34.4	34.3	6.5	6.9	5.2
	BOY	4	0	10	23	19.9	19.9	19.2	34.7	34.7	34.6	5.5	5.1	4.7
	BSE	4	0	10	19	20.0	14.8	14.5	34.5	34.3	34.4	5.9	2.8	2.9
	BKA	4	0	15	28	18.0	13.8	13.6	34.5	34.5	34.4	5.9	1.7	1.9
	PMG	4.5	0	15	27	16.7	14.8	13.9	34.0	34.4	34.4	6.2	4.1	1.8
	SAR	3.5	0	-	8	20.5	-	20.3	36.4	-	36.4	5.7	-	5.5
MFP	4.5	0	-	9	21.2	-	21.3	37.2	-	37.3	5.4	-	5.4	
Promedio						19.7	16.1	18.1	35.3	34.5	35.3	5.7	4.1	4.4
						±1.1	±1.9	±1.9	±0.7	±0.1	±0.2	±0.3	±1.6	±0.9
Desviación Estándar						1.7	2.2	3.1	1.1	0.1	1.1	0.4	1.8	1.5
Intervalo de confianza						1.1	1.9	1.9	0.7	0.1	0.2	0.3	1.6	0.9
oct-18	EST	3.5	0	-	5	24.4	-	23.7	36.8	-	37.3	5.0	-	3.7
	PGT	4	0	-	4	24.4	-	23.7	36.6	-	37.0	3.3	-	2.9
	LHR	4	0	-	4	22.7	-	24.0	34.2	-	34.6	5.0	-	4.6
	PAL	10	0	5	12	23.3	23.4	24.0	34.0	34.2	35.0	5.4	5.0	4.0
	BOY	7	0	10	24	24.7	24.5	24.5	34.8	34.9	34.9	5.0	4.8	4.6
	BSE	8	0	10	20	24.6	24.7	22.9	34.7	34.8	34.4	5.2	4.7	4.1
	BKA	13	0	15	32	23.3	22.2	20.5	34.1	34.2	34.2	5.0	4.6	4.1
	PMG	12	0	15	29	23.7	23.4	22.8	34.4	34.4	34.3	5.0	4.7	3.9
	SAR	7	0	-	9	23.9	-	24.5	34.5	-	37.0	4.8	-	4.8
MFP	7	0	-	12	25.3	-	24.3	35.8	-	37.2	5.4	-	4.0	
Promedio						24.0	23.6	23.5	35.0	34.5	35.6	4.9	4.7	4.1
						±0.5	±0.8	±0.7	±0.6	±0.3	±0.8	±0.4	±0.1	±0.3
Desviación Estándar						0.751	0.893	1.138	0.98	0.29	1.269	0.57	0.14	0.512
Intervalo de confianza						0.466	0.783	0.705	0.61	0.25	0.786	0.35	0.12	0.317

Anexo II: Datos de Variables Ambientales y Coprostanol (continuación)

Temporada	Estación	Nitrito (microM)			Nitrate (microM)			Fosfato (microM)			MPS (mg L-1)			LT (mg L-1)			LT (% ps)		
		S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F
may-18	EST	0.03	-	0.01	1.17	-	1.26	1.11	-	0.91	4.4	-	5.9	0.08	-	0.13	1.82	-	2.21
	PGT	0.01	-	0.01	0.34	-	1.65	0.52	-	0.69	3.9	-	5.0	0.14	-	0.08	3.57	-	1.56
	LHR	0.01	-	0.01	1.42	-	1.42	0.47	-	0.55	6.7	-	8.3	0.14	-	0.22	2.02	-	2.61
	PAL	0.01	0.01	0.01	1.49	0.09	0.50	0.28	0.42	0.67	8.7	7.9	11.8	0.27	0.33	0.25	3.09	4.19	2.13
	BOY	0.01	0.01	0.01	1.17	1.20	1.61	0.67	0.57	0.91	4.9	4.1	7.2	0.16	0.17	0.26	3.21	4.20	3.60
	BSE	0.01	1.37	1.59	12.35	15.16	16.17	0.57	1.84	2.13	3.6	2.1	3.0	0.14	0.09	0.11	3.85	4.05	3.69
	BKA	0.05	0.84	0.96	6.88	6.86	3.91	0.81	2.13	2.33	3.1	3.4	3.8	0.14	0.11	0.12	4.44	3.28	3.18
	PMG	1.08	1.84	2.13	8.48	15.71	15.62	1.25	1.64	2.28	4.4	2.1	3.8	0.24	0.09	0.12	5.41	4.19	3.10
	SAR	0.13	-	0.16	1.14	-	2.45	0.81	-	0.67	3.8	-	4.0	0.08	-	0.16	2.00	-	4.02
	MFP	0.22	-	0.20	0.01	-	0.01	0.57	-	0.91	3.3	-	4.5	0.13	-	0.09	3.99	-	2.11
Promedio		0.16	0.81	0.51	3.45	7.80	4.46	0.71	1.32	1.21	4.7	3.9	5.7	0.15	0.16	0.15	3.34	3.98	2.82
		±0.20	±0.64	±0.46	±2.49	±5.82	±0.61	±0.17	±0.61	±0.43	±1.0	±1.9	±1.6	±0.04	±0.09	±0.06	±0.68	±1.55	±0.48
Desviación Estándar		0.31	0.73	0.74	4.02	6.64	5.81	0.28	0.69	0.69	1.66	2.16	2.56	0.06	0.09	0.06	1.10	0.35	0.78
Intervalo de confianza		0.20	0.64	0.46	2.49	5.82	0.61	0.17	0.61	0.43	1.03	1.89	1.59	0.04	0.08	0.04	0.68	0.31	0.48
oct-18	EST	0.01	-	0.91	7.96	-	7.58	1.18	-	1.69	2.7	-	2.3	0.20	-	0.08	7.26	-	3.49
	PGT	0.10	-	0.01	3.72	-	3.06	0.50	-	0.56	2.2	-	2.9	0.07	-	0.08	3.22	-	2.80
	LHR	0.01	-	0.07	5.74	-	5.79	0.47	-	0.45	2.9	-	2.8	0.07	-	0.11	2.41	-	3.73
	PAL	0.01	0.01	0.01	1.95	0.04	0.42	0.47	1.21	0.15	1.6	5.2	0.1	0.06	0.08	0.07	3.86	1.51	72.67
	BOY	0.03	0.47	0.01	8.85	5.59	5.04	0.09	0.42	0.37	1.5	1.7	2.8	0.06	0.08	0.09	3.62	4.40	3.04
	BSE	0.03	0.01	1.87	1.74	1.75	2.76	0.09	0.61	0.66	1.3	1.5	3.6	0.07	0.09	0.13	5.50	5.89	3.69
	BKA	0.76	2.90	6.57	4.75	6.63	5.20	0.58	0.45	0.04	1.1	1.2	0.9	0.05	0.02	0.03	4.74	2.00	3.62
	PMG	1.13	1.21	2.82	0.49	1.78	1.85	0.15	0.47	0.80	1.1	0.7	3.5	0.00	0.04	0.04	0.37	5.36	1.03
	SAR	0.47	-	2.68	6.73	-	7.27	0.31	-	0.72	1.0	-	1.5	0.02	-	0.07	2.37	-	4.29
	MFP	1.35	-	0.54	0.01	-	2.71	0.26	-	1.02	1.5	-	3.0	0.06	-	0.06	3.80	-	1.95
Promedio		0.39	0.92	1.55	4.19	3.16	4.17	0.41	0.63	0.65	1.7	2.1	2.4	0.07	0.06	0.08	3.72	3.83	10.03
		±0.30	±0.95	±1.22	±1.83	±2.20	±1.39	±0.19	±0.26	±0.28	±0.4	±1.4	±0.7	±0.03	±0.02	±0.02	±1.10	±1.55	±12.95
Desviación Estándar		0.49	1.08	1.97	2.96	2.51	2.25	0.31	0.30	0.45	0.65	1.59	1.10	0.05	0.03	0.03	1.78	1.77	20.90
Intervalo de confianza		0.30	0.95	1.22	1.83	2.20	1.39	0.19	0.26	0.28	0.41	1.40	0.68	0.03	0.02	0.02	1.10	1.55	12.95