



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

**MODELO DE TRANSPORTE DE COLIFORMES TOTALES Y  
FECALES EN EL SISTEMA ARRECIFAL VERACRUZANO**

**TESIS**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO ACADÉMICO DE:  
**MAESTRA EN CIENCIAS**  
**(OCEANOGRAFÍA FÍSICA)**

PRESENTA

**VERÓNICA VÁZQUEZ GUERRA**

**DIRECTOR DE TESIS:**

DR. DAVID ALBERTO SALAS DE LEÓN, ICML-UNAM

**COMITÉ TUTORAL:**

DR.	JOSÉ ESTUARDO LÓPEZ VERA	ICML-UNAM
DR.	JAVIER ALDECO RAMÍREZ	UAM-XOCHIMILCO
DRA.	SILVIA PAJARES MORENO	ICML-UNAM
DR.	HORACIO PÉREZ ESPAÑA	ICMP-UV

**Ciudad Universitaria, Cd. Mx., mayo de 2018**



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología por ser aceptada en su programa de maestría para continuar mi formación académica.

Al CONACyT por el apoyo económico que me otorgaron mediante la beca de manutención CONACyT, incentivo con el cual pude dedicar tiempo completo para la obtención del grado.

Al Dr. David Alberto Salas de León, director de este trabajo de tesis, por todo el apoyo y la confianza que siempre me brindó, por todas las enseñanzas profesionales y personales que tan generoso comparte con sus alumnos. Y junto con la Dra. María Adela Monreal Gómez, gracias por el equipo de trabajo tan agradable que han formado, ambos son personas admirables y me quedo con su ejemplo para el resto de mi vida.

A los integrantes de mi Jurado de Examen de Grado, el Dr. José Estuardo López Vera, el Dr. Javier Aldeco Ramírez, la Dra. Silvia Pajares Moreno y el Dr. Horacio Pérez España, por las valiosas revisiones realizadas a mi trabajo de tesis, por el apoyo e interés que siempre me brindaron, y por el excelente trabajo que realizan día con día, son un gran ejemplo para mí y la profesionista que aspiro ser.

A los integrantes del Laboratorio de Oceanografía Física y del Laboratorio de Procesos Costeros por la disposición que siempre tienen para trabajar en equipo y apoyar a los compañeros. En específico, gracias a Víctor Kevin Contreras Tereza por el apoyo técnico brindado para el manejo de la modelación.

A mis padres por el apoyo que siempre me dan para que cumpla mis objetivos.

Y en general gracias a todos quienes me apoyaron en la realización de esta tesis.

# ÍNDICE GENERAL

RESUMEN .....	1
1. INTRODUCCIÓN .....	3
2. ANTECEDENTES .....	10
3. JUSTIFICACIÓN .....	13
4. HIPÓTESIS .....	13
5. OBJETIVOS .....	14
6. MATERIALES Y MÉTODO .....	15
9. CONCLUSIONES .....	55
REFERENCIAS .....	57
ANEXO .....	69

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Patrón de corrientes ( $\text{cm s}^{-1}$ ) a 1 m de profundidad y temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) en: a) Superficie y b) Cerca del fondo. Las flechas gruesas representan los giros ciclónicos y anticiclónicos en la zona arrecifal (Tomado de Salas-Monreal et al., 2009).....	17
Figura 2. Localización de las estaciones de muestreo en noviembre de 2005. ....	18
Figura 3. Localización de las estaciones de muestreo en noviembre, julio y septiembre de 2006. ....	19
Figura 4. Localización de los drenes costeros. ....	19
Figura 5. Localización de los ríos y riachuelos. ....	20
Figura 6. Distribución de coliformes fecales (CFU/100 ml), durante noviembre de 2005. Las cruces rojas representan los drenes costeros, en amarillo se representa el número de estación y las flechas negras representan el gradiente negativo de los coliformes. ....	22
Figura 7. Distribución de coliformes totales (CFU/100 ml), durante noviembre de 2005. Las cruces rojas representan los drenes costeros, en amarillo se representa el número de estación y las flechas negras representan el gradiente negativo de los coliformes. ....	23
Figura 8. Distribución de coliformes fecales (CFU/100 ml), durante julio de 2006. Las cruces rojas representan los drenes costeros, en amarillo se representa el número de estación y las flechas negras representan el gradiente negativo de los coliformes. ....	24
Figura 9. Distribución de coliformes totales (CFU/100 ml), durante julio de 2006. Las cruces rojas representan los drenes costeros, en amarillo se representa el número de estación y las flechas negras representan el gradiente negativo de los coliformes. ....	25
Figura 10. Distribución de coliformes fecales (CFU/100 ml), durante septiembre de 2006. Las cruces rojas representan los drenes costeros, en amarillo se representa el número de estación y las flechas negras representan el gradiente negativo de los coliformes. ....	26
Figura 11. Distribución de coliformes totales (CFU/100 ml), durante septiembre de 2006. Las cruces rojas representan los drenes costeros, en amarillo se representa el número de estación y las flechas negras representan el gradiente negativo de los coliformes. ....	27
Figura 12. Distribución de coliformes totales (CFU/100 ml), durante noviembre de 2006. Las cruces rojas representan los drenes costeros, en amarillo se representa el número de estación y las flechas negras representan el gradiente negativo de los coliformes. ....	28
Figura 13. Diagrama de caja del oxígeno disuelto ( $\text{mg l}^{-1}$ ) en los meses de muestreo. $N=8$ . ....	30

Figura 14. Diagrama de caja del pH en los meses de muestreo. N=8. ....	30
Figura 15. Diagrama de caja de la temperatura (°C) en los meses de muestreo. N=8. ....	31
Figura 16. Diagrama de caja de la salinidad (UPS) en los meses de muestreo. N=8. ....	32
Figura 17. Corrientes en superficie en noviembre de 2005. ....	34
Figura 18. Dirección del viento en noviembre de 2005. ....	34
Figura 19. Corrientes en superficie en julio de 2006. ....	35
Figura 20. Dirección del viento en julio de 2006. ....	35
Figura 21. Corrientes en superficie en septiembre de 2006. ....	36
Figura 22. Dirección del viento en septiembre de 2006. ....	36
Figura 23. Corrientes superficie noviembre de 2006. ....	37
Figura 24. Dirección del viento en noviembre de 2006. ....	37
Figura 25. a) Serie del tiempo del nivel del mar en noviembre de 2005 en cada una de las estaciones de muestreo y b) Series del tiempo del nivel del mar durante noviembre de 2004 del estudio realizado por Salas-Pérez et al. (2008). ....	39
Figura 26. Transporte y sobrevivencia de coliformes fecales en noviembre de 2005 en todas las estaciones (1 a 8). ....	40
Figura 27. Transporte y sobrevivencia de coliformes fecales en noviembre de 2005 en las estaciones 6 a 8. ....	41
Figura 28. Transporte y sobrevivencia de coliformes fecales en julio de 2006. ....	42
Figura 29. Transporte y sobrevivencia de coliformes fecales en julio de 2006 con descargas provenientes de los arrecifes e islas en la zona. ....	42
Figura 30. Transporte y sobrevivencia de coliformes fecales en septiembre de 2006. ....	43
Figura 31. Transporte y sobrevivencia de coliformes fecales en septiembre de 2006 con descargas provenientes de arrecifes e islas de la zona, los coliformes fecales llegan a la estación 12. ....	44
Figura 32. Transporte y sobrevivencia de coliformes fecales en noviembre de 2006. ....	45

## RESUMEN

Se realizaron mediciones de coliformes totales y fecales frente a la zona conurbada desde Bahía Vergara hasta Boca del Río, Veracruz, México, para conocer la concentración, distribución y transporte de las bacterias en noviembre de 2005, julio, septiembre y noviembre de 2006. Para conocer el transporte de las bacterias se acopló un modelo hidrodinámico y de transporte lagrangiano a las condiciones particulares de la zona de estudio, se tomó en consideración la marea y la velocidad de los vientos; así como, la temperatura, salinidad y radiación solar. La distribución de las bacterias está determinada por las descargas de drenes costeros y ríos a lo largo de la costa de la zona conurbada desde Bahía Vergara hasta Boca del Río, en noviembre de 2005 la mayor concentración de coliformes fecales (600 UFC/100 ml) y de coliformes totales (8580 UFC/100 ml) se registraron en las estaciones 1 y 2 respectivamente, en julio de 2006 se registró la mayor concentración de coliformes fecales (2560 UFC/100 ml) de los cuatro muestreos y en la estación 24 frente a la desembocadura del río Jamapa se registraron 1680 UFC/100 ml en julio y 300 UFC/100 ml en septiembre de 2006. Los resultados del modelo hidrodinámico concuerdan con lo reportado por otros autores, la marea es diurna y las corrientes tienen una dirección al sur en la temporada de nortes y una dirección al norte en la temporada de lluvias, la dirección de los vientos es hacia el suroeste en temporada de nortes, hacia el norte en julio y en septiembre están alineados a la costa. Los resultados del modelo de transporte lagrangiano concuerdan con los datos medidos en campo durante noviembre de 2005, de las ocho estaciones de muestreo solo en la estación 5 no llegan las bacterias, mientras que la trayectoria calculada de las bacterias en julio, septiembre y noviembre de 2006 es paralela a la costa, dirección noreste a sureste y está determinada por los vientos, que concuerda con los resultados de la modelación realizada por otro autor. La zona norte y sur del SAV son en las que se registraron el mayor número de estaciones que rebasan el límite máximo permisible establecido por las NOM y Organismos Internacionales para aguas en contacto primario (240 NMP/100 ml), durante julio en 18 de 24 estaciones se rebasó este límite por lo que es el mes en que se presenta la mayor contaminación fecal en el SAV durante noviembre de 2005, julio, septiembre y noviembre de 2006.

## ABSTRACT

Total and fecal coliforms were collected at the metropolitan zone from Bahía Vergara up to Boca del Río, to know their presence, concentration and distribution in November 2005, and July, September and November 2006. To know the bacteria's transport, a hydrodynamic model and a lagrangian transport model were adapted to the environmental conditions of the study area, taking in account data of tides, wind direction and speed, temperature, salinity and solar radiation. The distribution of bacteria is determined by the discharges of coastal drains and rivers along the coast of the metropolitan area from Bahía Vergara up to Boca del Río, in November 2005 the highest count of fecal coliforms (600 CFU/100 ml) and total coliforms (8580 CFU/100 ml) were registered at stations 1 and 2 respectively, in July 2006 the highest count of fecal coliforms (2560 CFU/100 ml) among the four months of sampling was registered, and in station 24 in front of Jamapa river counts of fecal coliforms were 1680 CFU/100 ml in July and 300 CFU/100 ml in September 2006. The results of the hydrodynamic model are like the ones reported in the study area in several studies, the tide is diurnal and the marine currents have a direction to the south in the northers season and a direction to the north in the rainy season, the direction of the winds is to the southwest in northers season, to the north in July and in September they are aligned to the coast. The results of the lagrangian transport model are like the ones recorded in the field during November 2005, only in the station 5 the bacteria do not arrive. In July, September and November 2006 the bacteria transport is parallel to the coast, with a direction from northeast to southeast and is determined by the winds, this is like the results of a modeling done by another author. The northern and southern areas of the SAV are where the highest number of stations exceed the maximum permissible limit established by the NOM and International Institutions for water primary contact (240 MPN/100 ml), July is the month when the highest fecal contamination occurs in the SAV during November 2005, July, September and November 2006 because in 18 of 24 stations the fecal coliform counts exceeded the maximum permissible limit.



# 1. INTRODUCCIÓN

## 1.1 Contaminación microbiológica en el agua de mar

Las aguas residuales que llegan al mar a través de drenajes y escurrimientos son fuente de contaminación debido a los microorganismos patógenos como bacterias, virus y protozoos que normalmente colonizan al humano y son excretados en sus heces (Munn, 2006). La presencia de esta contaminación se identifica usando organismos indicadores. Estos deben estar presentes en concentraciones más altas y ser iguales, o más resistentes, que las bacterias patógenas en el ambiente acuático. Uno de los grupos más usados ha sido el grupo coliforme (Barrera-Escorcia *et al.*, 1999), que es un grupo de bacterias de la familia Enterobacteriaceae, tienen forma de bacilo, son gram negativas, aerobias y anaerobias facultativas, que no forman esporas y viven hasta 0.8 días en agua de mar (Noble *et al.*, 2003). Dentro de este grupo se distinguen los coliformes fecales o termorresistentes, que son bacterias coliformes capaces de crecer a 44.5 °C, entre las cuales se encuentra *Escherichia coli* (Rheinheimer, 1992; Hass *et al.*, 1999).

Los factores del ambiente marino a los que se ven sometidos los microorganismos y, que contribuyen a la disminución de sus concentraciones en agua de mar, son: la dilución física y dispersión provocada por las corrientes generadas por la marea, las variaciones en la presión atmosférica, los patrones gobernantes del viento, las corrientes, la mezcla vertical en la columna de agua y, por ende, la estratificación de los contaminantes del agua, las variaciones en la hidrodinámica de la zona según la estación del año y la sedimentación (Pommepuy *et al.*, 2006; Gourmelon *et al.*, 2010). Las condiciones fisicoquímicas que pueden causar estrés en los microorganismos bacterianos son la radiación solar, salinidad, temperatura y pH, de los cuales la radiación solar ha sido considerada, desde hace mucho tiempo, como uno de los factores más eficientes que afectan la sobrevivencia de bacterias en agua de mar (Rozen y Belkin, 2001, Gourmelon *et al.*, 2010). Barrera-Escorcia *et al.* (1999), reportaron en la laguna de Tamiahua, Veracruz, que la temperatura y salinidad tienen una relación inversa con la concentración de coliformes totales y fecales en el agua de mar, aunque la relación no es clara, mientras que el oxígeno disuelto tiene una relación directa; sin embargo, pueden registrarse altas concentraciones de estas bacterias junto con altas concentraciones de

salinidad cuando hay una concentración de oxígeno o de nutrientes que les permita sobrevivir.

Otro factor para considerar son los efectos bióticos, que incluyen competencia con otros microorganismos y pastoreo. En la zona de los estuarios destaca la acción de los bacteriófagos *Bdellovibrio bacteriovorus* (Schoeffield y Williams, 1990). En la zona bentónica se da la acción antagónica de bacterias marinas y la actividad antiséptica de las secreciones producidas por las algas. En la zona pelágica llegan una importante cantidad de bacterias arrastradas por las capas superficiales de agua, aquí hay acción depredadora por parte del zooplancton y la actividad antibacteriana de las sustancias que libera el fitoplancton, principalmente se trata de las clases de Diatomeas y Crisofíceas (Gauthier, 1980; Gourmelon *et al.*, 2010).

Además de los factores enumerados con anterioridad, algunas bacterias entéricas que llegan al ambiente marino pueden sobrevivir al entrar en estado de latencia o sólo se debilitan (Austin, 1988); por ejemplo, algunos coliformes no mueren en el mar, aunque se requiere de pruebas sensibles para su subsecuente recuperación y crecimiento en los cultivos de laboratorio (Dawe y Penrose, 1978; Olson, 1978). Dupray y Derrien (1995) demostraron que, al estar por largos periodos de tiempo en agua residual, *E. coli* ha sido capaz de modificar su metabolismo y; así, resistir mejor en el ambiente marino.

Debido a esta capacidad de sobrevivencia que puede presentar el grupo de los coliformes en el agua de mar, es que se les considera como un indicador de la presencia de contaminación fecal. Las ventajas de usar a los coliformes totales y fecales como indicadores de contaminación microbiológica en cuerpos acuáticos, son: su evolución, que es relativamente simple y directa, se considera que niveles bajos de coliformes de origen fecal son buenos indicadores de ausencia de organismos patógenos (Hood *et al.*, 1983); su concentración en agua residual, que es de unos 100 millones/100 ml (Metcalf y Eddy, Inc, 1991), es más alta en comparación con la de patógenos fecales que se encuentran en la mismas condiciones y no se multiplican fuera del tracto intestinal de animales de sangre caliente; por lo que, su presencia en sistemas acuáticos es evidencia de contaminación de origen fecal (Laws, 1981).

A los coliformes totales también se les puede encontrar en agua, suelo y vegetación (Paruch y Maehlum, 2012).

## **1.2 Contaminación microbiológica en arrecifes de coral**

Se ha asociado la contaminación fecal en agua de mar con la aparición de la viruela blanca y la plaga blanca tipo II en corales (Lipp *et al.*, 2002; Patterson *et al.*, 2002; Jones *et al.*, 2011). Estas enfermedades son causadas por *Serratia marcescens* y *Sphingomonas* WP tipo II, que se han encontrado en aguas residuales provenientes de ríos que desembocan al mar y de descargas de aguas de lastre (Aguirre-Macedo *et al.*, 2008). Desde finales de los noventa se han reportado en arrecifes del Caribe brotes de enfermedades en arrecifes de coral que pueden ser ocasionados por organismos patógenos provenientes de aguas residuales que se descargan en el mar (Patterson *et al.*, 2002; Sutherland *et al.*, 2010; Jones *et al.*, 2011). Norat *et al.* en el 2011, investigaron el impacto que tienen las descargas de aguas residuales sobre los arrecifes de coral y las playas de uso recreativo en la Reserva Marina Tres Palmas (RMTP), Puerto Rico, estos autores observaron que la mortandad de *Acropora palmata* es mayor en los lugares donde impactan los pulsos de escorrentías con alta turbiedad y contaminación.

## **1.3 Situación de la contaminación microbiológica en el Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV)**

En la mayor parte de las playas del país existen factores que afectan la calidad de agua: drenajes pluviales, descargas de aguas residuales tratadas, aguas negras de asentamientos irregulares, el hecho que no cuentan con infraestructura de saneamiento y alcantarillado, embarcaciones, actividades de comercio informal y fileteo; así como, las aguas negras de los hoteles y restaurantes en la costa que son vertidas directo al mar sin tratamiento previo (Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios [COFEPRIS], 2017). En el puerto de Veracruz los aportes de aguas residuales se dan por desagües que desembocan directamente en el mar o en ríos. Se han identificado 35 descargas directas al mar, las principales son las que provienen del sistema de drenaje de la ciudad. Algunas de estas descargas afectan a distintos arrecifes del Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV), aunque no se sabe la influencia que tienen estas aguas en el sistema, se han realizado modelos de la

dinámica de la plataforma continental de Veracruz y se sabe que el desplazamiento de la pluma de estas descargas se debe sobre todo a las corrientes, que son ocasionadas principalmente por el viento (De Buen, 2007).

#### **1.4 Situación y problemáticas ambientales en el SAV**

Con 25 arrecifes costeros de tipo plataforma, el SAV constituye el complejo arrecifal más extenso en el Golfo de México y es el primer Parque Marino, decretado el 24 de agosto de 1992 (Secretaría de Desarrollo Social [SEDESOL], 1992). Se creó para preservar el ambiente natural, asegurar su equilibrio ecológico y la continuidad de sus procesos ecológicos, salvaguardar la diversidad genética de especies existentes, asegurar el aprovechamiento racional de los recursos y proporcionar un campo propicio para la investigación científica y el estudio del ecosistema y su equilibrio (SEDESOL, 1992). En 2004 se incluyó como humedal RAMSAR y en 2006 como Reserva de la Biosfera por la UNESCO (Ortíz-Lozano, 2012). El SAV es importante ecológicamente ya que tiene una alta diversidad de flora y fauna, pastos marinos y manglares, hay 37 especies consideradas en categoría de protección, vegetación pionera y plantas introducidas (Horta-Puga y Tello-Musi, 2009). Por las características morfológicas de los corales hermatípicos estos son una barrera contra las tormentas invernales (localmente llamadas nortes) y huracanes; además, es parte del sistema que regula el clima (Reyna-González *et al.*, 2014).

En cuanto a la historia y cultura de la región es importante por ser el sitio donde inició el comercio internacional del país, ahí iniciaron las primeras rutas de navegación con Europa (Ortíz, 2010). En la actualidad, debido a la actividad comercial, los huracanes y los nortes intensos, existen innumerables pecios y fragmentos de naves que tienen un alto valor arqueológico, además de encontrarse diversos vestigios de la cultura prehispánica totonaca. Las principales actividades económicas del Puerto de Veracruz son el comercio marítimo, la actividad portuaria, turística y la pesca. En el ámbito educativo y científico constituye el lugar de preferencia del centro del país para realizar prácticas de campo, tesis y proyectos de investigación multidisciplinaria (Jiménez Badillo *et al.*, 2014).

En el puerto de Veracruz atracan 1500 buques cargueros al año y es una de las principales vías de comercio del país con el exterior. Los arrecifes son un polo de atracción para el turismo recreativo y el ecoturismo, lo que genera miles de empleos. La pesca de diversas especies es el sustento de miles de habitantes (Jiménez y Castro, 2007). En reconocimiento del arraigo de la actividad, el 25 de noviembre de 1994 se modificó el artículo 6° del Decreto de creación para permitir la pesca comercial de especies ícticas y malacológicas (SEDESOL, 1994).

En la zona existe una planta de tratamiento de aguas residuales y las investigaciones indican un cambio en las propiedades de las aguas que circundan dicha zona, además de la calidad deficiente del aire (Jiménez Badillo *et al.*, 2014). Los arrecifes de la Gallega y la Galleguilla son los más propensos a sufrir deterioro por el alto nivel de degradación de sus aguas, lo que provoca enfermedades en peces y corales (Valdez-Rocha y Ortiz-Lozano, 2013; Reyna-González *et al.*, 2014). El crecimiento portuario impone retos de prevención a todos niveles, dado que la ciudad deberá prepararse para recibir el incremento poblacional, los servicios que ello demanda y amortiguar el impacto al mar, ya que es práctica común en Veracruz verter los desechos de aguas residuales directamente al mar, sin la intervención de una planta de tratamiento de aguas (Jiménez Badillo *et al.*, 2014).

### **1.5 Normas y leyes en México en materia de aguas residuales**

En México el monitoreo de la contaminación microbiológica de las aguas naturales está regido por las siguientes normas legales:

NOM 001 SEMARNAT 1996, que establece el límite máximo permisible de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales de 1000 como número más probable (NMP) de coliformes fecales por cada 100 ml para el promedio mensual y, de 2000 NMP/100 ml para las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola) para el promedio diario (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca [SEMARNAP], 1997).

NOM 003 SEMARNAT 1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las aguas residuales de reúso en servicios públicos. En la Ley Federal de

Derechos, de la Comisión Nacional del Agua (Comisión Nacional del Agua [CNA], 2004), se establece un máximo mensual de 240 NMP/100 ml de coliformes fecales en aguas de reúso para servicios al público con contacto directo: uso público urbano, riego agrícola y protección a la vida acuática en agua dulce, incluidos humedales; y 1000 NMP/100 ml de coliformes fecales en aguas de reúso para servicios al público con contacto directo u ocasional y para la protección de la vida acuática en aguas costeras y estuarios (SEMARNAP, 1998; CNA, 2016).

### **1.6 Modelado de microorganismos en agua de mar**

Los modelos numéricos hidrodinámicos son herramientas útiles para el estudio de ecosistemas acuáticos. Con los modelos se puede conocer el funcionamiento general del ecosistema, la dinámica y variabilidad de sus componentes y, una vez implementados, calibrados y validados, son de utilidad para simular respuestas de un ecosistema frente a diferentes agentes, como puede ser la dispersión de contaminantes en el cuerpo de agua al ser acoplados con algunas propiedades como el transporte por ejemplo, de coliformes fecales y totales (Henderson *et al.*, 2001; Moreno Navas *et al.*, 2011; Tironi-Silva *et al.*, 2014). Este tipo de modelos, los que se basan en procesos, se construyen a partir de un modelo hidrodinámico con sus coeficientes de mezcla y corrientes, un modelo de dispersión para integrar el transporte y la difusión de las bacterias y un modelo biológico de la tasa de decaimiento bacteriano, que depende de las condiciones ambientales, principalmente de la luz, temperatura y sedimentación (Gourmelon *et al.*, 2010).

La tasa de decaimiento o decremento bacteriano  $K$  (o  $T_{90}$ ) se ha usado en varios modelos matemáticos como los propuestos por Chamberlin y Mitchell (1978), Matsumoto y Omura (1980), Crane y More (1986) y Grimes *et al.* (1986), entre otros. El más simple de todos es el modelo cinético de primer orden propuesto por Chick (1908), que se usa para evaluar la constante de decaimiento cuando faltan datos precisos, además de ser fácil de usar. La ley de Chick es la siguiente (ecuaciones 1-3):

$$\frac{N_t}{N_0} = 10^{-kt} \quad (1)$$

O:

$$\log\left(\frac{N_t}{N_0}\right) = -kt \quad (2)$$

O:

$$\ln\left(\frac{N_t}{N_0}\right) = k * t \quad (3)$$

Donde  $N_t$  es el número de bacterias en el tiempo  $t$ ,  $N_0$  es el número de bacterias en el tiempo  $0$  y  $t$  es el tiempo expresado en días;  $k$  es la constante de primer orden calculada por regresión lineal,  $k^*$  puede ser convertida a logaritmo base 10 al multiplicar por 0.4343. La tasa de decaimiento puede ser expresada en  $T90$  ( $T90 = \frac{1}{k}$ ), que es el tiempo necesario para que el conteo de bacterias decaiga por 1 log.

Con base en este modelo se han desarrollado otros más complejos que consideran a la temperatura, la salinidad, la radiación solar, nutrientes, la tasa de sedimentación y la presencia de sedimentos (Canale *et al.*, 1973; Crane y Moore, 1986; Auer y Niehaus, 1993) como factores que influyen en el decaimiento de las poblaciones de bacterias entéricas en el ambiente marino. Un modelo que se ha implementado para simular el transporte, difusión y sobrevivencia de coliformes fecales en aguas de mar y estuarios es el Sistema Integrado de Modelación de Agua (MOHID), éste usa el modelo de Canteras *et al.* (1995) para calcular la tasa de decaimiento bacteriano, expresado como T90.

## 2. ANTECEDENTES

En el Golfo de México se han realizado diversos estudios de contaminación bacteriológica, principalmente en sistemas lagunares, debido a que estos son de importancia comercial por el cultivo de diversos organismos para consumo humano. En estos estudios se reporta la presencia de coliformes fecales en moluscos destinados al consumo humano. Barrera-Escorcia *et al.* (1999) evaluaron la contaminación bacteriológica en la Laguna de Tamiahua en agua, sedimento y ostión, reportaron una mala calidad del agua para el cultivo de moluscos, para la recreación con contacto primario y para la protección de la vida silvestre; Quiñones-Ramírez *et al.*, (2000) analizaron muestras de almejas para detectar coliformes fecales *Vibrio cholerae* y *Salmonella spp.* en la porción norte del Estado de Veracruz, en las cuales aislaron *V. cholerae* 01 Inaba toxigenico, *Salmonella spp.*, *V. cholerae* no. 01 y coliformes fecales, por lo que reportaron que el consumo de las almejas es un riesgo para la salud humana. En ambos estudios la incidencia de coliformes fecales estuvo relacionada con la presencia de asentamientos humanos en la costa.

En cuanto a la contaminación fecal por descargas de aguas residuales en el SAV, están los trabajos de Ortiz-Lozano (2012) y Ortiz-Lozano *et al.* (2013) quienes hicieron una revisión de la literatura científica disponible sobre impactos ambientales en la zona del SAV y la corroboraron con entrevistas a personas que conocen el área de estudio y/o están involucradas en la toma de decisiones de la zona, también usaron imágenes de satélite y fotografías aéreas para identificar y verificar la presencia de descargas de aguas residuales. En ambos trabajos se reporta la descarga directa de aguas residuales al mar y el alcance de estas hasta los arrecifes la Gallega y Galleguilla, los cuales están más cerca de las zonas de descarga. La falta de tratamiento previo de las aguas resulta en una fuente importante de contaminación en el sistema.

Con relación a los modelos de transporte de contaminantes en la zona, se puede mencionar el realizado por De Buen (2007), quien usó modelación numérica hidrodinámica y mediciones de la circulación costera y de contaminantes vertidos en Playa Norte, Veracruz. Este autor observó durante octubre de 2006 y enero de 2007 una dirección de transporte de



los contaminantes de noroeste a sureste cuya trayectoria sigue la línea de costa y llega a la zona portuaria en dos días, al malecón del Puerto de Veracruz en cuatro días, a playa Mocambo en cinco días, a playa de Oro en seis días y a Boca del Río en siete días.

Estudios realizados sobre la hidrodinámica en el SAV que incluyen la distribución de masa de agua (Salas Pérez *et al.*, 2007) con el método lagrangeano durante junio, julio y agosto de 2004, las 12 trayectorias de boya y la comparación con los esquemas de circulación, generados por medio de tres modelos numéricos realizados por otros investigadores; concluyeron que las trayectorias lagrangeanas de periodo corto ( $< 25$  h) muestran un flujo predominante en dirección sur-norte, coincidiendo con los esquemas de circulación generados con los modelos numéricos.

En 2009 Salas-Monreal *et al.*, registraron los perfiles de corrientes con un ADCP y la conductividad, temperatura y profundidad con un CTD en el SAV. Las mediciones mostraron un comportamiento baroclínico con un gradiente vertical de temperatura de  $0.4^{\circ}\text{C m}^{-1}$  y de salinidad de  $0.5$  psu  $\text{m}^{-1}$ . Y reportan que, bajo condiciones de viento del sur sostenido, se genera un giro ciclónico por la rectificación de las corrientes, provocado por la poca profundidad de los corales y por un cabo cerca de Antón Lizardo.

Zavala-Hidalgo *et al.*, en 2014 estudiaron la hidrodinámica en el Golfo de México (GoM) considerando al viento y el flujo de calor como forzamientos. Observaron que la circulación en la plataforma interna es generada principalmente por viento y es estacional. Durante otoño-invierno (septiembre a abril) el GoM es afectado por frentes fríos que mezclan sus aguas y generan intensos flujos de calor sensible y latente del mar hacia la atmósfera. Y durante el verano, los ciclones tropicales que cruzan el GoM afectan su circulación y los afloramientos costeros.

Salas-Monreal *et al.*, (2015), hicieron una revisión y análisis de la información científica que existe acerca de la hidrodinámica de la zona costera del SAV y, concluyeron que los principales forzamientos son la marea junto con el viento, seguido por el gradiente de presión, además el giro de Campeche puede generar cambios en la velocidad de las corrientes y en la

estructura termohalina del sistema. También mencionan que existe poca información *in situ* de escala menor a un kilómetro, con periodos de muestreo menores a una hora durante al menos un ciclo de marea diurna.

Con relación a las corrientes marinas, Riveron-Enzastiga *et al.* (2016) realizaron un estudio de corrientes registradas mensualmente durante todo el 2008, destacaron que las variables dominantes fueron la advección y la fricción y reportaron que la componente de velocidad dominante en el sistema es paralela a la costa (sureste-noroeste) debido al régimen de vientos.

Con el modelo numérico MOHID se han realizado estudios sobre contaminación microbiológica en el estuario de Bahía Blanca, Argentina (*et al.*, 2012), en Oaxaca, México (Moctezuma *et al.*, 2012) y en la costa de Estoril, Portugal (Mateus *et al.*, 2013). Y sobre hidrodinámica, en el estuario Mondego en Portugal (Ascione *et al.*, 2012), en la cuenca del río Tramandaí, al sur de Brasil (Loitzenbauer y Bulhoes, 2012), en el Río de la Plata en Montevideo (Fossati y Piedra-Cueva, 2013), en el río Minho en la península Ibérica (Sousa *et al.*, 2014), en el río Youngsan en Korea (Chang-Woo y Yong-Sik, 2015) y en la laguna Patos, Brasil (Seiler *et al.*, 2015), en todos estos estudios se obtuvieron resultados que concuerdan significativamente con las observaciones.

### **3. JUSTIFICACIÓN**

Debido a la importancia ecológica, económica e histórica que tiene el SAV, es importante conocer las posibles fuentes de contaminación microbiológica hacia el sistema y su dispersión, ya que estas contribuyen a su deterioro. Los datos obtenidos del modelo de transporte lagrangiano serán de utilidad para conocer la distribución y el transporte de las bacterias coliformes en el área de estudio. Con esta información se podrán desarrollar planes para el manejo y control de las fuentes de esta contaminación.

### **4. HIPÓTESIS**

Los principales factores ambientales que inciden en la supervivencia de los coliformes fecales en el mar son la radiación solar, la temperatura y la salinidad, se ha reportado que estos tres factores tienen un efecto inversamente proporcional en la tasa de supervivencia de estas bacterias, por lo que se espera que sus concentraciones sean mayores durante la temporada de lluvias (julio y septiembre de 2006), ya que en esta época del año la temperatura superficial del agua y la salinidad son menores debido al aumento de las descargas de agua continental.

A las bacterias en el mar se les considera como partículas lagrangianas; por lo tanto, se espera que los factores que influyan en su transporte sean las corrientes, la marea y los vientos, pues estos mismos factores son los que influyen la hidrodinámica del sistema.

## **5. OBJETIVOS**

### **5.1 Objetivo general**

Conocer la distribución, abundancia y transporte de coliformes totales y fecales, a partir de dos muestreos en la temporada de lluvias y dos muestreos al inicio de la temporada de nortes, mediante el acoplamiento de un modelo de transporte de coliformes provenientes de las descargas de drenes costeros frente a la zona conurbada desde Bahía Vergara hasta Boca del Río, Veracruz, México.

### **5.2 Objetivos particulares**

- Determinar la distribución y concentración de los coliformes totales y fecales durante noviembre de 2005 y julio, septiembre y noviembre de 2006 por medio de la toma de muestras de agua en superficie frente a la zona conurbada desde Bahía Vergara hasta Boca del Río, Veracruz, México.
- Adaptar el modelo hidrodinámico y el modelo de transporte de coliformes fecales frente a la zona conurbada desde Bahía Vergara hasta Boca del Río, Veracruz, México durante noviembre de 2005 y julio, septiembre y noviembre de 2006
- Localizar las áreas con presencia de coliformes totales y fecales frente a la zona conurbada desde Bahía Vergara hasta Boca del Río, Veracruz, México, durante noviembre de 2005 y julio, septiembre y noviembre de 2006 que rebasen el límite permisible para aguas recreativas con contacto primario de acuerdo con la NOM 001 SEMARNAT 1996, la NOM 003 SEMARNAT 1997, la Ley Federal de Derechos de la CNA, la Unión Europea (UE) y la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA).

## 6. MATERIALES Y MÉTODO

### 6.1 Área de estudio

El área de estudio se localiza frente a la zona del puerto de Veracruz y corresponde con la zona conurbada que abarca la parte norte del Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) frente a las costas de los municipios de Veracruz y Boca del Río del Estado de Veracruz-Llave. La parte norte del SAV se encuentra en la zona de costa que va desde Bahía de Vergara hasta la desembocadura del río Jamapa e incluye a los arrecifes Punta Gorda, Gallega, Galleguilla, Blanquilla, Hornos, Pájaros, Anegada de Adentro, Ingeniero, Isla de los Sacrificios e Isla Verde.

El Golfo de México es un mar cuya cuenca mide  $1.5 \times 10^6$  km<sup>2</sup>, recibe grandes cantidades de descargas de ríos y lagunas. Las costas de Veracruz y sus perfiles de profundidad tienen una distribución inclinada sobre la plataforma continental que mide aproximadamente 33 km de ancho (Salas-Pérez *et al.*, 2007).

El SAV es un sistema con un ambiente heterogéneo debido a la presencia de los arrecifes, islas y la desembocadura de ríos (Ortíz-Lozano *et al.*, 2007; Riverón-Enzastiga *et al.*, 2016). La topografía incluye una serie de islas, arrecifes y bancos de arena que forman canales de diferentes tamaños, los arrecifes llegan hasta 50 m de profundidad. Estas características topográficas tienen una gran influencia sobre la circulación (Salas-Pérez *et al.*, 2007).

De junio a agosto, las descargas del río Jamapa tienen variaciones fuertes por el periodo de lluvias que se da en las montañas (junio a octubre), provocando una variación en la temperatura y salinidad (Boyett *et al.*, 2007). En específico, la parte norte del SAV tiene una profundidad de 25 m, por lo que las corrientes rectifican su trayectoria cerca de los arrecifes debido al estrechamiento de la topografía, esta trayectoria se rectifica sin importar la velocidad del viento o la temporada del año (Riverón-Enzastiga *et al.*, 2016). En general la temperatura ( $< 28$  °C) y la salinidad ( $< 36$  ups) en el SAV tienen valores menores que los del agua del océano alrededor del sistema. Se pueden presentar valores altos de salinidad debido

a las altas tasas de evaporación provocadas por la poca profundidad del mismo y valores altos de temperatura (Salas-Monreal *et al.*, 2009). El incremento de las descargas de agua dulce produce picnoclinas, que generan una barrera ambiental para algunas especies de plancton (Salas-Monreal *et al.*, 2009). En cambio, el incremento de agua salina genera gradientes de densidad horizontales que provocan corrientes marinas de aproximadamente un orden de magnitud ( $10 \text{ cm s}^{-1}$ ), los cuales cobran importancia cuando hay ausencia de vientos fuertes y sostenidos, situación que puede modificar el patrón de corrientes del sistema (Salas-Monreal *et al.*, 2015).

La compleja batimetría del SAV tiene una fuerte influencia en las corrientes de marea, que se ven influenciadas por las depresiones locales de la batimetría en forma de canales y arrecifes coralinos, las cuales a su vez tienen un efecto sobre el intercambio de agua entre los arrecifes y las aguas adyacentes que modifican el intercambio de nutrientes, materia orgánica y contaminantes (Salas-Pérez *et al.*, 2008).

En la temporada de nores la velocidad del viento es un factor dominante de la dinámica local, pues alcanzan ocasionalmente valores mayores a los  $100 \text{ km h}^{-1}$  durante invierno (Salas-Pérez y Arenas-Fuentes, 2011); y mayores a los  $80 \text{ km h}^{-1}$  en verano, que se pueden sostener hasta por tres días. Estos generan cambios en la dirección de las corrientes (Riverón-Enzastiga *et al.*, 2016).

Salas-Monreal *et al.* (2009), reportaron la presencia de dos giros, uno ciclónico y otro anticiclónico en el SAV (Fig. 1 a). De sus resultados se observa que las corrientes; tanto en superficie como en el fondo, tienen una dirección predominante suroeste a noreste, por la influencia de los giros (Figs. 1 a y b).

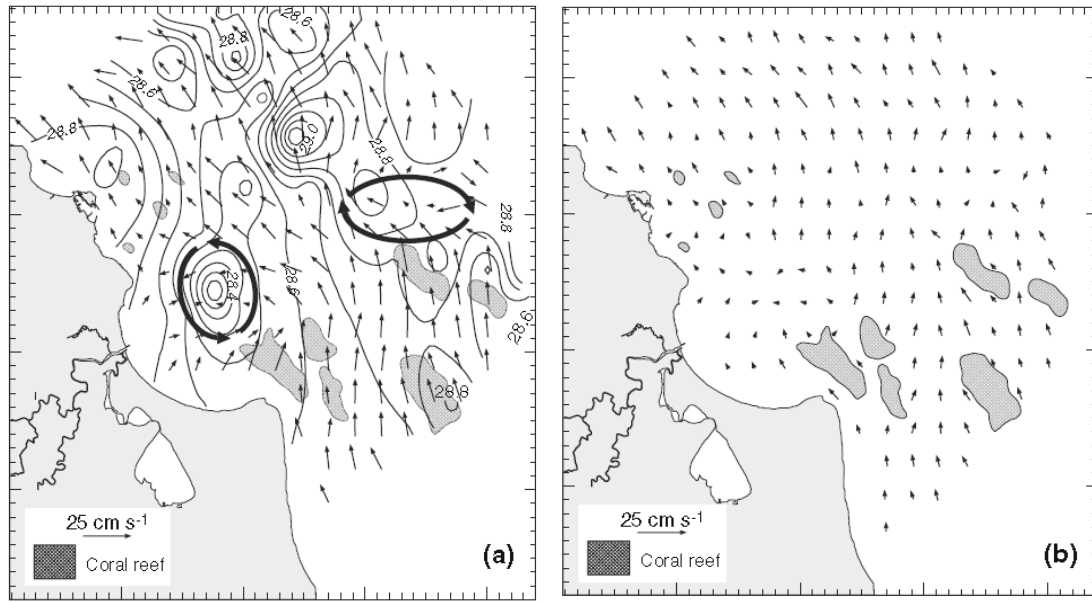


Figura 1. Patrón de corrientes ( $\text{cm s}^{-1}$ ) a 1 m de profundidad y temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) en: a) Superficie y b) Cerca del fondo. Las flechas gruesas representan los giros ciclónicos y anticiclónicos en la zona arrecifal (Tomado de Salas-Monreal *et al.*, 2009).

## 6.2 Registro de parámetros fisicoquímicos y coliformes totales y fecales

Los muestreos para obtener los datos de coliformes totales y fecales; así como, de los parámetros fisicoquímicos, se realizaron durante noviembre de 2005 en 8 estaciones (Fig. 2) y julio, septiembre y noviembre de 2006 en 24 estaciones cada uno (Fig. 3). Para la recolecta de muestras se usó una embarcación tipo panga pesquera de 8.35 m de largo, las muestras de agua para análisis de nutrientes fueron tomadas en la superficie con botellas Van Dorn de 2 L de capacidad, conservadas en hielo durante el traslado al laboratorio, lo cual ocurrió en aproximadamente dos horas después de ser recolectadas. Los parámetros fisicoquímicos se midieron mediante una sonda multiparamétrica YSI 6600, la transparencia con disco de Secchi y los nutrientes se analizaron en laboratorio por espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito (Perkin Elmer, Mod 700) y generador de hidruros e inducción de plasma (ICP-MASAS AGILENT CON CUADRUPOLO MOD 7500CE) (APHA, AWWA, WPCF, 1990).

Para las fuentes puntuales de contaminación fecal se registraron las posiciones geográficas de los drenes costeros en el área de estudio al hacer un recorrido por la playa en la segunda semana de julio de 2006, se registraron 40 drenes que descargan directo a la playa y no se midió el gasto de las descargas (Fig. 4), con la imagen satelital de Google Earth se tomó la posición geográfica de los ríos y arroyos que llegan al mar (Fig. 5).

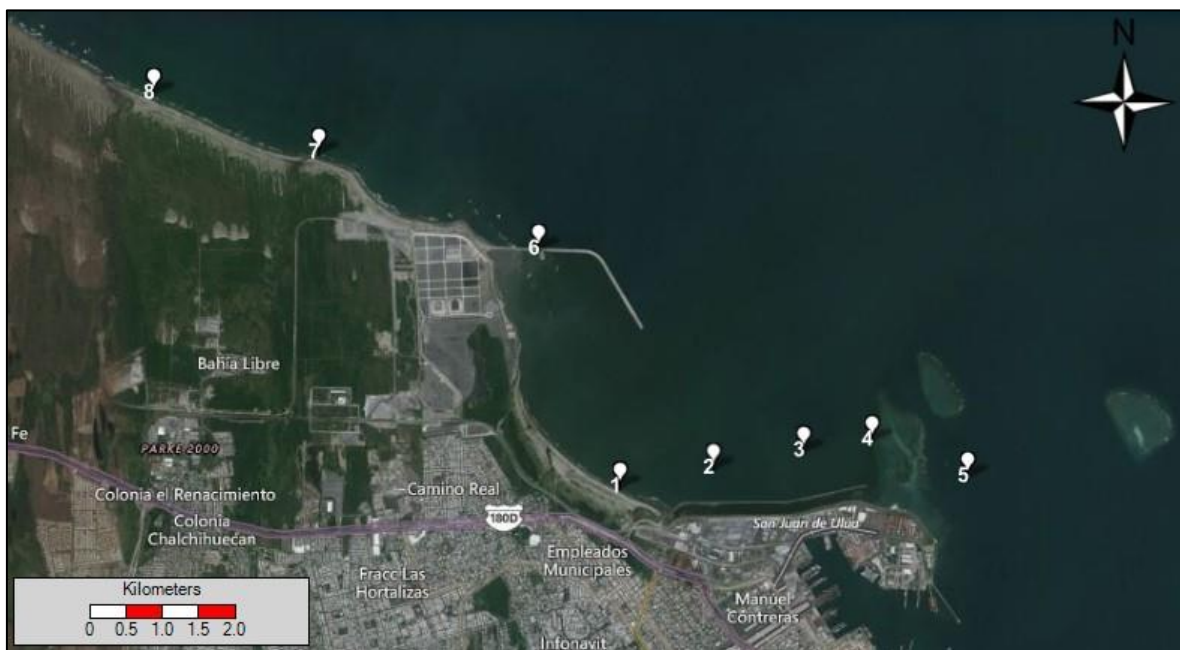


Figura 2. Localización de las estaciones de muestreo en noviembre de 2005.



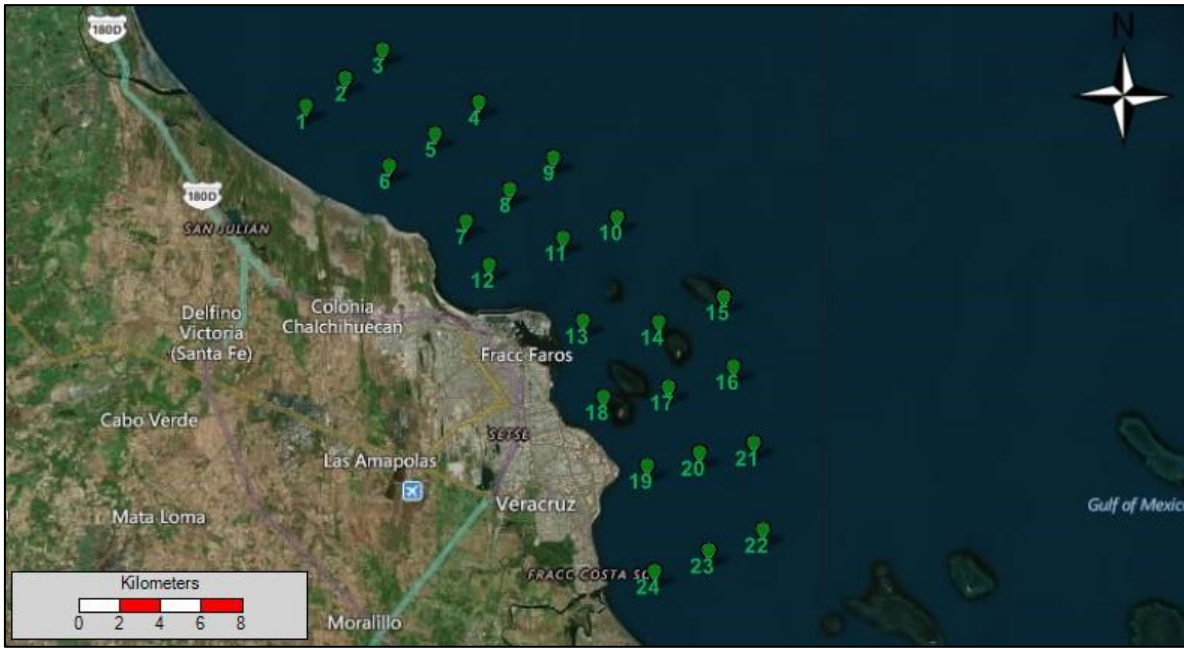


Figura 3. Localización de las estaciones de muestreo en noviembre, julio y septiembre de 2006.

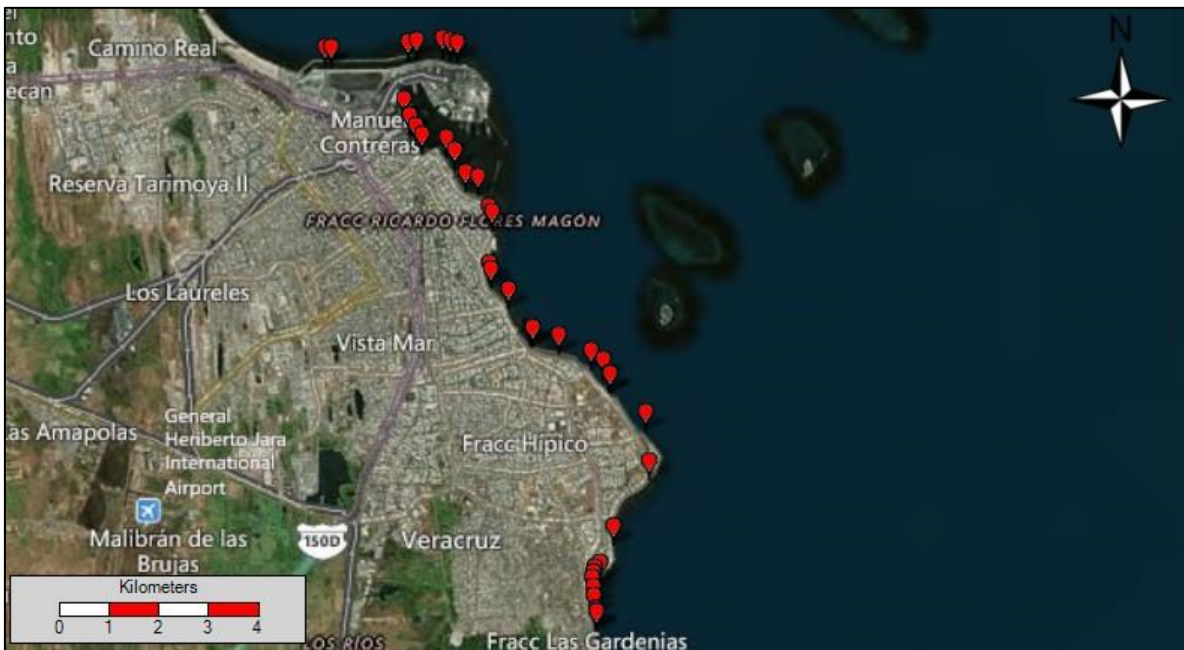


Figura 4. Localización de los drenes costeros.

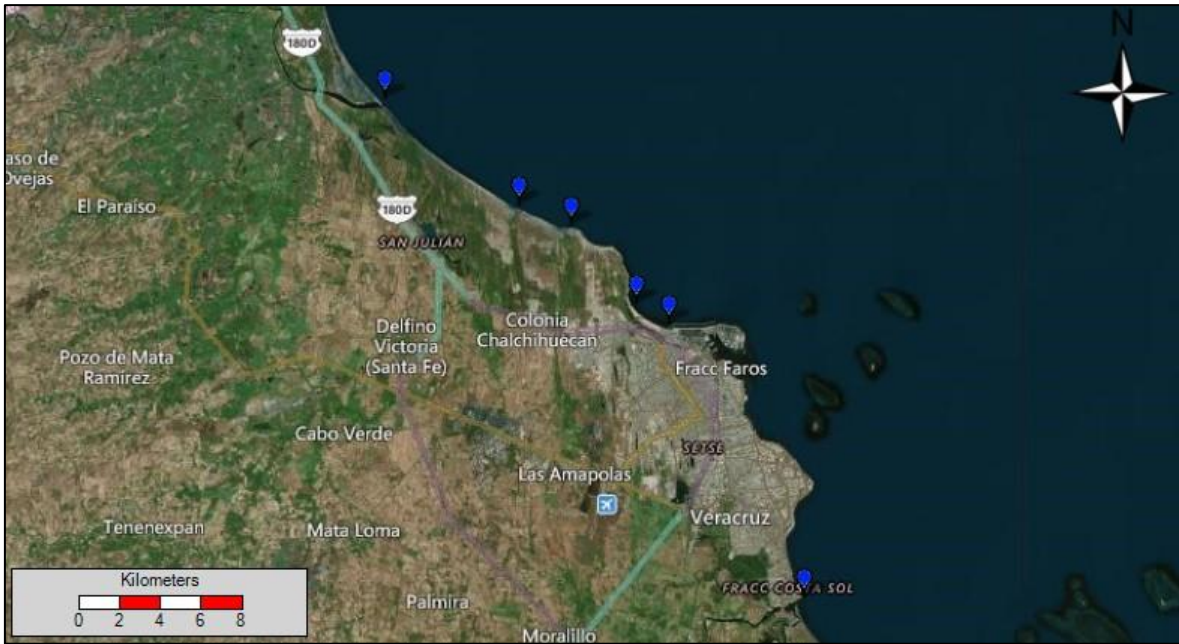


Figura 5. Localización de los ríos y riachuelos.

Las muestras de agua para determinar coliformes totales y fecales se tomaron en superficie en frascos de vidrio estériles de 1L de capacidad, las bacterias se contaron a partir de la aplicación de la técnica de filtración por membrana con filtros de poro de  $0.45 \mu\text{m}$  en un medio de cultivo M-FC, se filtraron 100 ml de agua y no se hicieron repeticiones. Los resultados se presentan como unidades formadoras de colonias (UFC) por cada 100 ml (APHA, AWWA, WPCF, 1990).

Posteriormente, con MOHID Studio, versión 3.0.0.1860, se acoplaron en dos dimensiones, el modelo hidrodinámico y el de transporte lagrangiano de los coliformes fecales. Los datos para la batimetría del área de estudio se obtuvieron de ETOPO-NOAA (<https://www.ngdc.noaa.gov/mgg/global/>), las alturas de la marea se calcularon con los datos de FES 2004 (<https://www.aviso.altimetry.fr/en/data/products/auxiliary-products/global-tide-fes/description-fes2004.html>) y como condición de frontera se usaron los datos de velocidad y dirección del viento en U y V de la NOAA (<https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/gridded/data.ncep.reanalysis2.gaussian.html>). El modelo se realizó anidado con cuatro niveles de resoluciones de: 9 km, 3 km, 1 km y 300 m.

Para el modelo de transporte lagrangiano se emitieron  $1 \times 10^6$  partículas cada 2 horas durante 20 días, la radiación solar y la cobertura de las nubes las calculó el modelo con base en la latitud de la zona de estudio, la temperatura y la salinidad se ingresaron como valores constantes con el valor promedio de los registros de campo en cada muestreo.

En MOHID se calculó el T90 con el modelo de Canteras *et al.* (1995), que toma en consideración la temperatura, la salinidad y la radiación solar:

$$N_t = N_0 e^{Kt} \quad (4)$$

Donde  $N_t$  y  $N_0$  representan las concentraciones final e inicial de coliformes fecales respectivamente,  $K$  es la constante de decaimiento bacteriano y  $t$  es el tiempo en días.

Dado que la constante de decaimiento bacteriano ( $K$ ) se calcula con los factores de temperatura, salinidad y radiación solar, se siguió la ecuación de Thomann y Mueller (1987):

$$K = K_0 K_{t20}^{t-20} K_s^s + K_i I_z \quad (5)$$

La ecuación de la regresión correspondiente la calcularon siguiendo el método de Marquardt (1963), donde  $K_0$ ,  $K_{t20}$ ,  $K_s$  y  $K_i$  son las constantes de decaimiento bajo condiciones de obscuridad a 20 °C, a una salinidad y radiación determinadas, respectivamente; e  $I_z$  es la radiación a la profundidad  $z$ .

La distribución y comportamiento de los coliformes totales y fecales se calculó con el método de interpolación Kriger invertido con Surfer 13.6.618 (64-bit) Dic 12 2016. Para conocer las diferencias significativas entre los muestreos se realizó una prueba de Welch ANOVA de un factor con Real Statistics versión 5.4 (2018) y, para conocer los grupos que presentan diferencias se realizó la prueba de Games Howell con Microsoft Excel 2016 MSO (16.0.8431.2110) 32 bits. Para conocer la relación entre los coliformes totales y fecales y, entre las bacterias y los parámetros fisicoquímicos, se realizó una correlación de Spearman con el paquete R commander versión 2.4-1 del software R versión 3.4.2 2017.

## 7. RESULTADOS

### 7.1 Distribución de coliformes totales y fecales

Durante noviembre de 2005 el valor máximo de coliformes fecales (600 UFC/100 ml) se registró en la estación 1, frente a un dren costero (Fig. 6), mientras que el valor máximo de coliformes totales (8580 UFC/100 ml) se registró en la estación 2, donde se registró un valor de 7800 UFC/100 ml (Fig. 7). El gradiente de una propiedad escalar va de mayor concentración a menor concentración; por lo que el gradiente negativo nos apunta hacia el posible origen de descarga de los coliformes. Este gradiente negativo de los coliformes fecales y totales en 2005 muestra como origen los drenes costeros (Figs. 6 y 7).

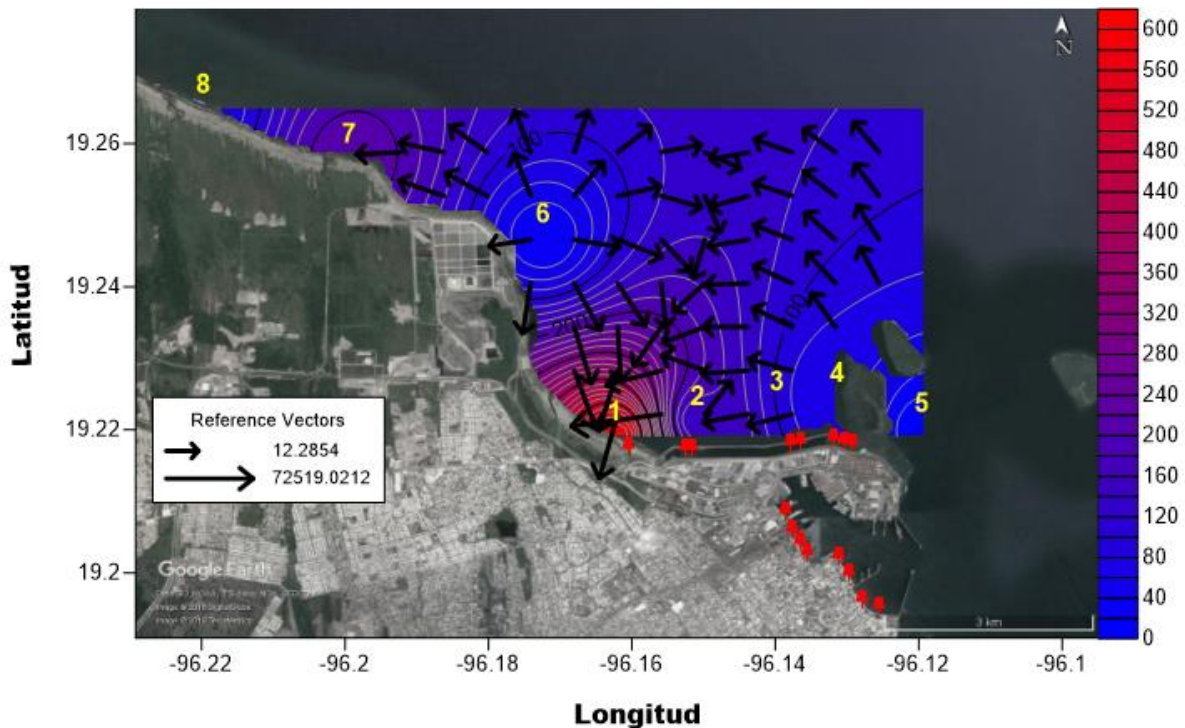


Figura 6. Distribución de coliformes fecales (CFU/100 ml), durante noviembre de 2005. Las cruces rojas representan los drenes costeros, en amarillo se representa el número de estación y las flechas negras representan el gradiente negativo de los coliformes.



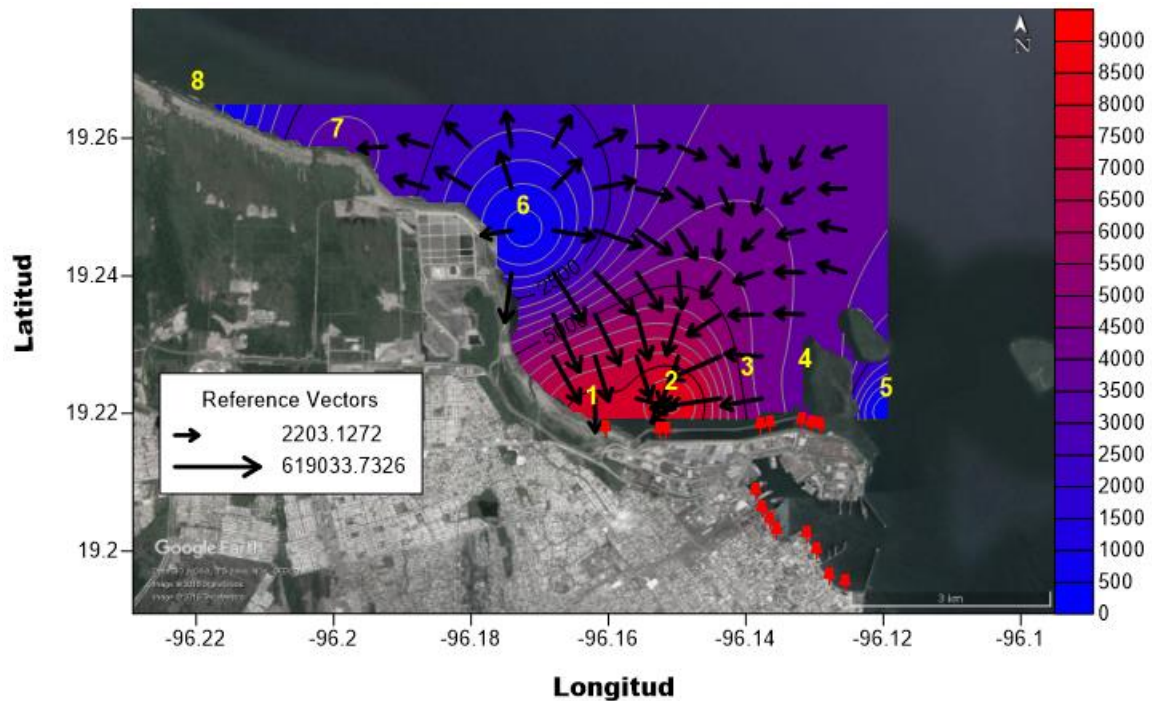


Figura 7. Distribución de coliformes totales (CFU/100 ml), durante noviembre de 2005. Las cruces rojas representan los drenes costeros, en amarillo se representa el número de estación y las flechas negras representan el gradiente negativo de los coliformes.

En julio de 2006, la menor cantidad de coliformes fecales se encontró en la parte centro de la zona de estudio, en la región en donde se encuentran los arrecifes; a los lados, en la parte sur y norte se registraron valores altos, y fue en la parte norte en donde se presentaron los valores más altos (2560 UFC/100 ml). Se aprecia un gradiente en la concentración de coliformes totales y fecales del norte al centro y del sur al centro (Fig. 8). Del gradiente negativo se observa un origen de los coliformes con dirección noreste a sureste, contrario a la dirección predominante de las corrientes y los puntos de descargas. Los coliformes totales presentaron una distribución similar, con el valor máximo (160 UFC/100 ml) registrado en el norte de la zona de estudio (Fig. 9).

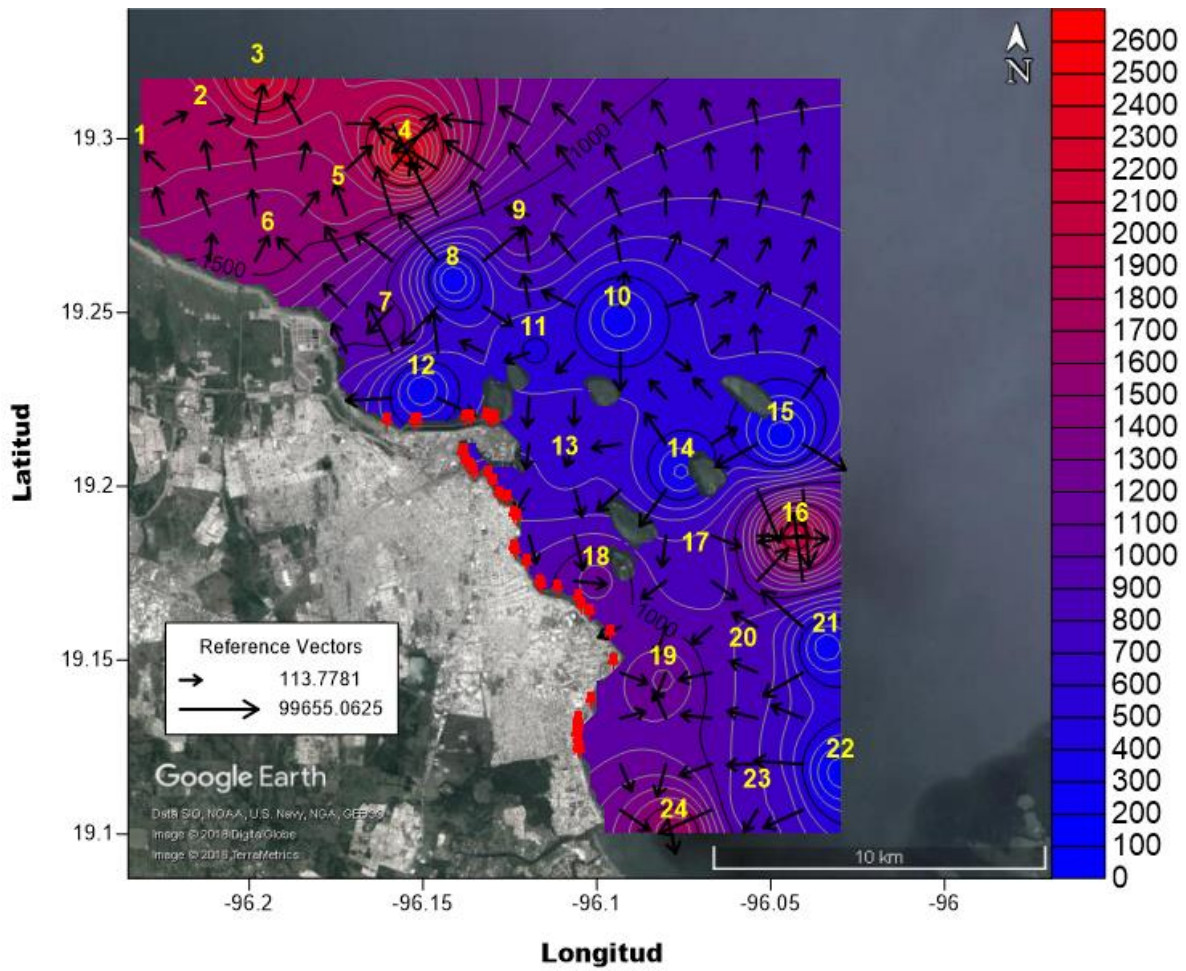


Figura 8. Distribución de coliformes fecales (CFU/100 ml), durante julio de 2006. Las cruces rojas representan los drenes costeros, en amarillo se representa el número de estación y las flechas negras representan el gradiente negativo de los coliformes.

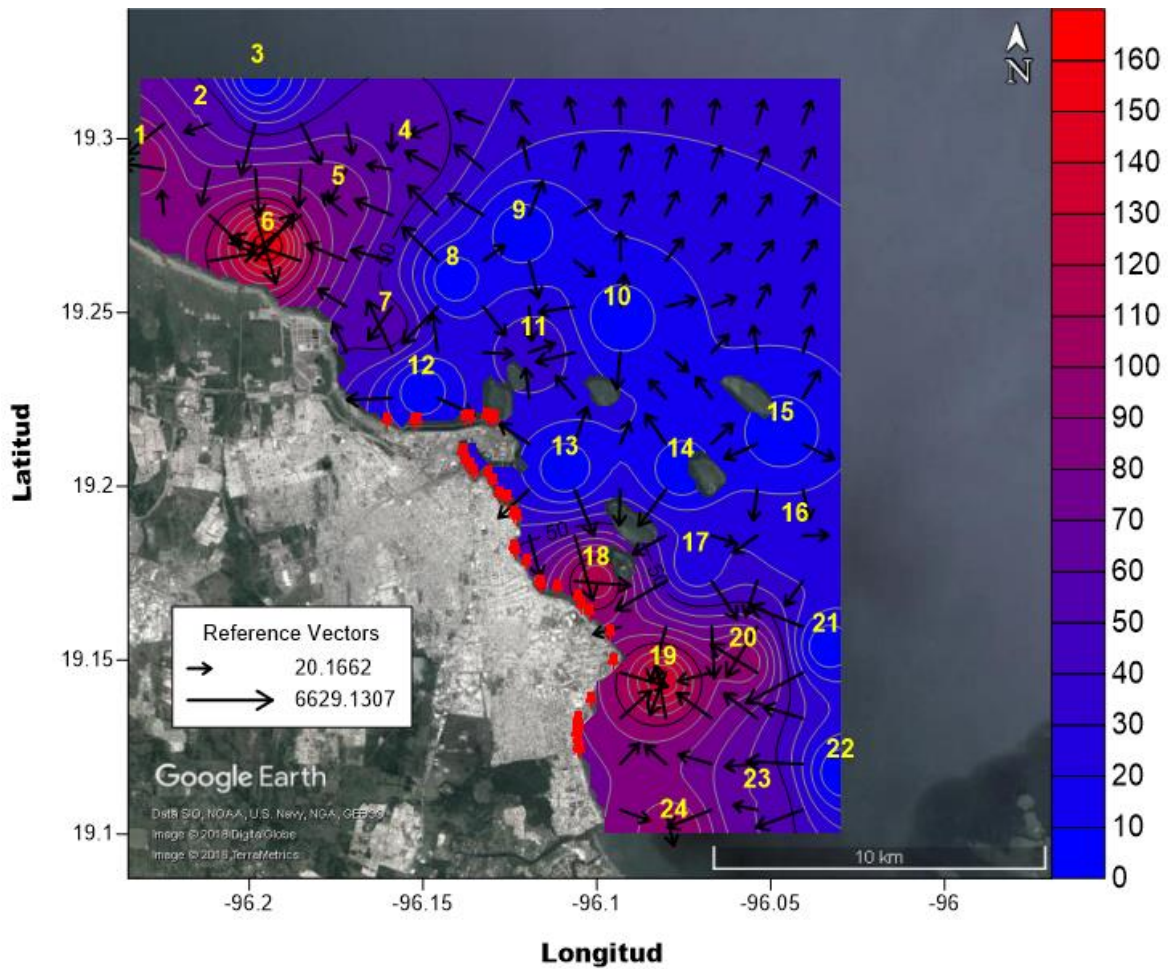


Figura 9. Distribución de coliformes totales (CFU/100 ml), durante julio de 2006. Las cruces rojas representan los drenes costeros, en amarillo se representa el número de estación y las flechas negras representan el gradiente negativo de los coliformes.

En septiembre de 2006, la concentración de coliformes fecales disminuye notablemente respecto a julio con un valor máximo de 300 UFC/100 ml en el sur del área de estudio (Fig. 10). El valor máximo registrado de coliformes totales fue de 1066.70 UFC/100 ml en la estación 24, frente al río Jamapa (Fig. 11), que es mayor al máximo registrado en julio (160 UFC/100 ml).



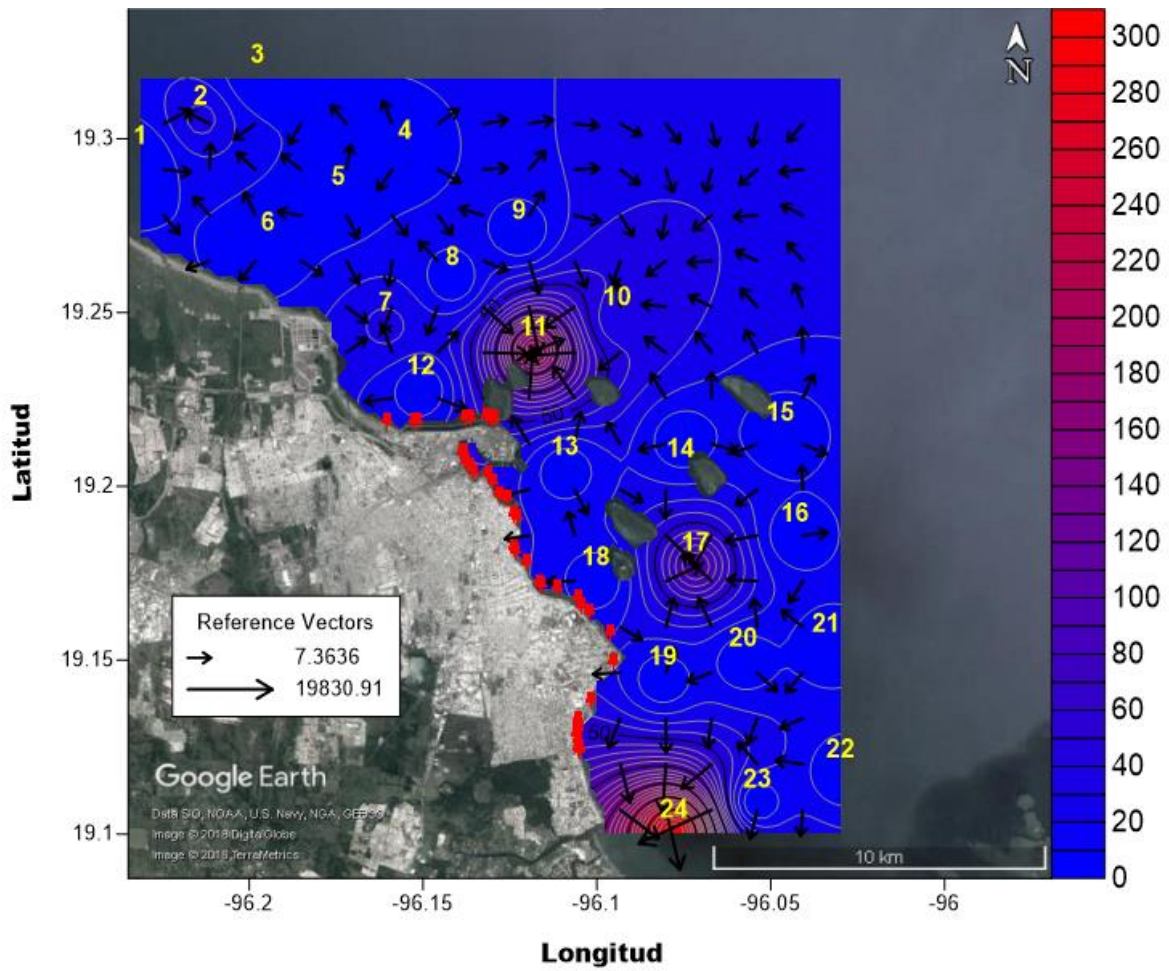


Figura 10. Distribución de coliformes fecales (CFU/100 ml), durante septiembre de 2006. Las cruces rojas representan los drenes costeros, en amarillo se representa el número de estación y las flechas negras representan el gradiente negativo de los coliformes.



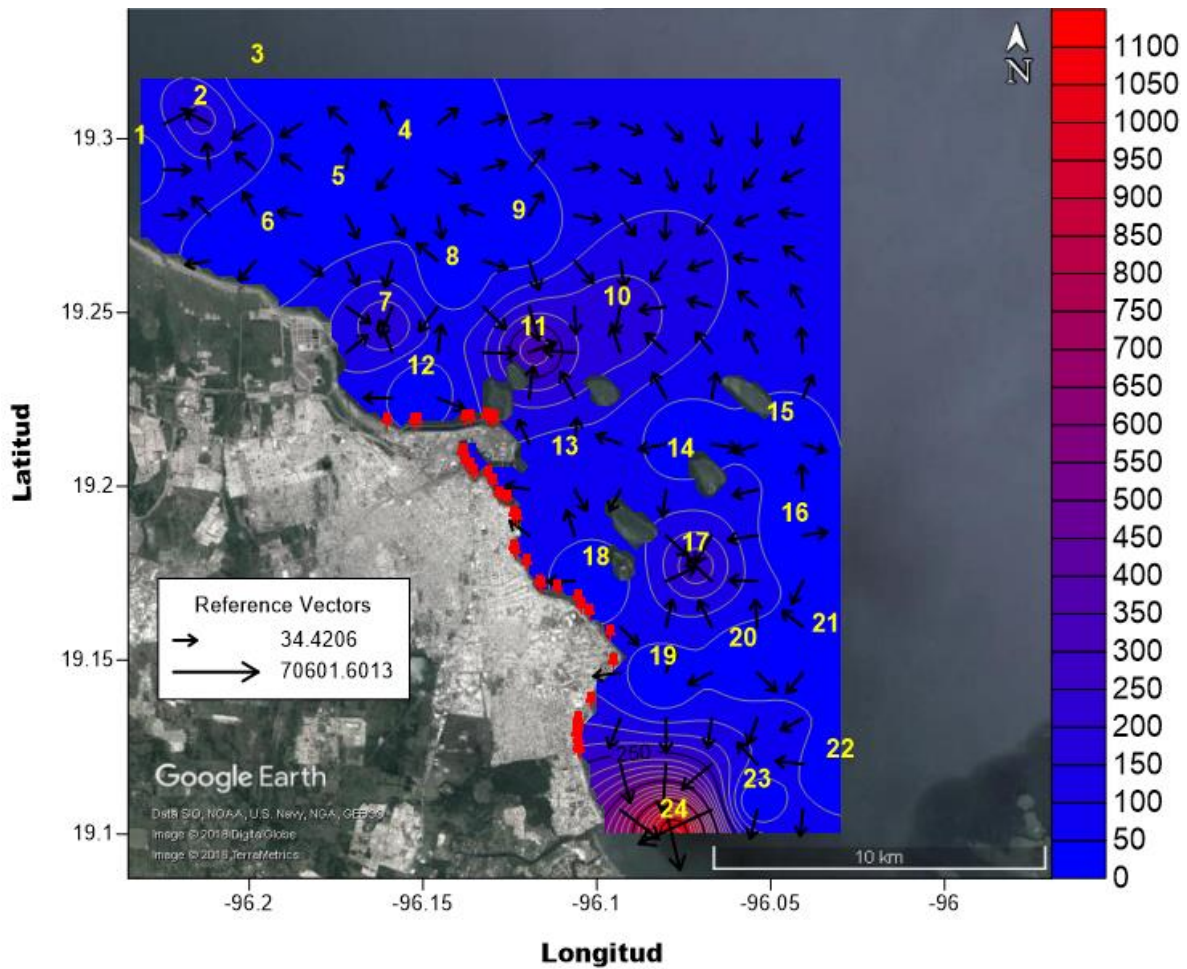


Figura 11. Distribución de coliformes totales (CFU/100 ml), durante septiembre de 2006. Las cruces rojas representan los drenes costeros, en amarillo se representa el número de estación y las flechas negras representan el gradiente negativo de los coliformes.

Se puede ver que la distribución de los coliformes fecales y totales, forman elipses que coinciden con los giros ciclónicos y anticiclónicos reportados para esta región, al sur del área de estudio en las estaciones 11 y 17 (Figs. 10 y 11).

El valor máximo de coliformes fecales fue de 2560 CFU/100 ml y de coliformes totales 8580 CFU/100 ml, ambos durante julio de 2006 (Figs. 8 y 9). El mínimo de coliformes fecales y totales fue de 0 CFU/100 ml y se encontró en noviembre de 2005 y 2006, de noviembre de 2005 a noviembre de 2006 hubo una reducción notable en la concentración de coliformes totales, con un valor máximo de 8580 UFC/100 ml en 2005 (Fig. 6) y de 40 UFC/100 ml en 2006 (Fig.12).

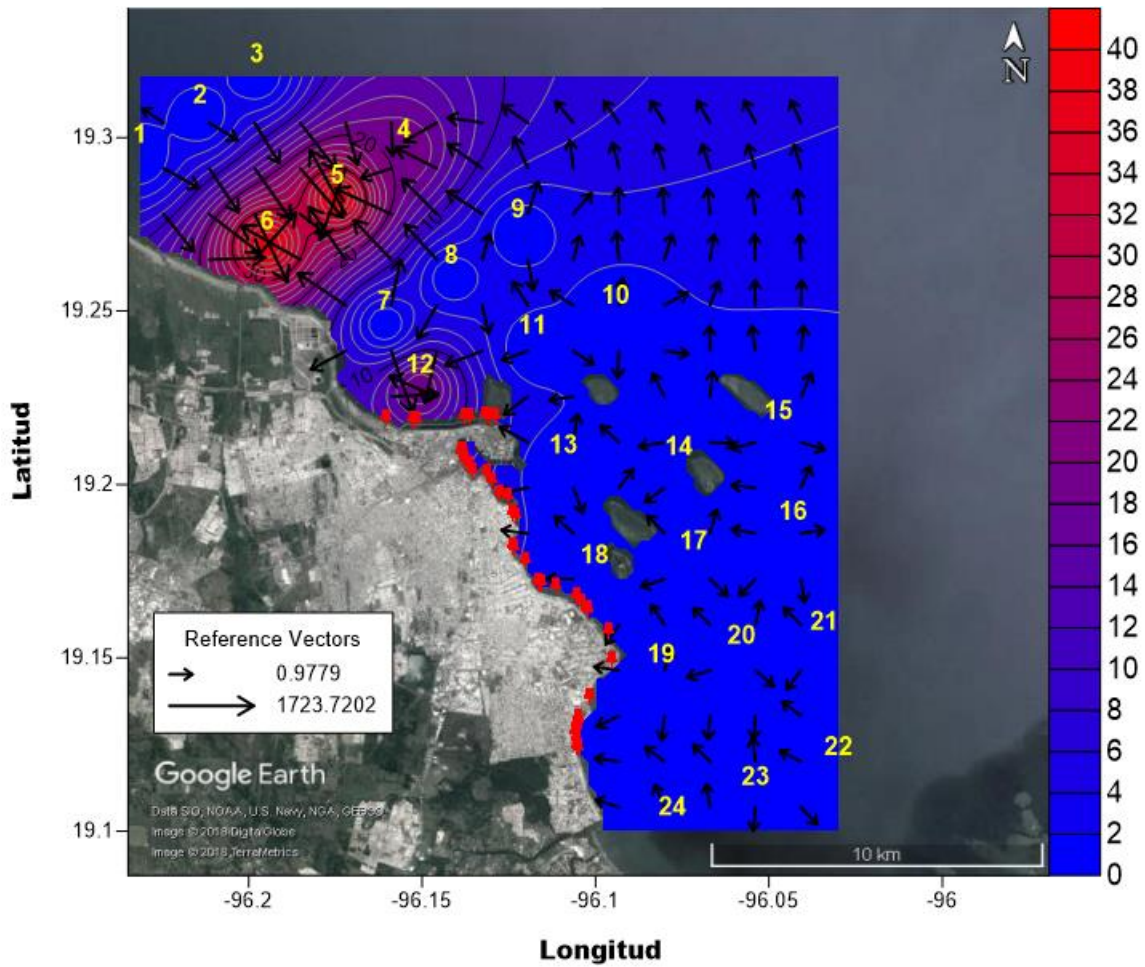


Figura 12. Distribución de coliformes totales (CFU/100 ml), durante noviembre de 2006. Las cruces rojas representan los drenes costeros, en amarillo se representa el número de estación y las flechas negras representan el gradiente negativo de los coliformes.

La prueba Welch ANOVA indicó que existen diferencias significativas de coliformes totales y fecales en los meses de muestreo y del análisis de diferencias de medias múltiple de Games Howell, se determinó que las concentraciones de coliformes totales y fecales son diferentes en cada mes de muestreo.

## 7.2 Correlación y diferencia de medias

Para evaluar la relación entre las bacterias coliformes totales y fecales se calculó el índice de correlación de Spearman (0.54) con un valor p de 0.162, lo que significa que existe una relación baja entre los coliformes totales y fecales y, no es significativa.

Cuadro 1. Coeficiente de correlacione entre las variables ambientales y coliformes totales y fecales. COL FEC=coliformes fecales (UFC/100 ml); COL TOT=coliformes totales (UFC/100 ml); TEMP=temperatura (C°); pH=potencial hidrogeno; SAL=salinidad (Unidades Prácticas de Salinidad, UPS); O DIS=oxígeno disuelto (ml/l); AM=amonio (mg/l); NIT=nitratos (mg/l); FOS=fosfatos (mg/l); TRAN=transparencia (m).

	COL FEC	COL TOT	TEMP	pH	SAL	O DIS	AM	NIT	FOS	TRAN
COL FEC	1	0.54 p = 0.162	0.42 p = 0.162	0.64 p = 0.085	0.51 p = 0.199	0.48 p = 0.223	0.70 p = 0.052	0.44 p = 0.276	0.58 p = 0.128	0.77 p = 0.463
COL TOT		1	0.46 p = 0.247	0.75 <b>p = 0.033</b>	0.68 p = 0.062	0.76 <b>p = 0.028</b>	0.54 p = 0.167	0.44 p = 0.273	0.62 p = 0.103	0.59 p = 0.127
TEMP			1	0.78 <b>p = 0.023</b>	0.55 p = 0.16	0.53 p = 0.18	0.42 p = 0.301	0.58 p = 0.129	0.67 p = 0.066	0.33 p = 0.42
pH				1	0.93 <b>p = 0.001</b>	0.93 <b>p = 0.001</b>	0.77 <b>p = 0.025</b>	0.79 <b>p = 0.019</b>	0.86 <b>p = 0.006</b>	0.66 p = 0.076
SAL					1	0.97 <b>p = 0</b>	0.75 <b>p = 0.03</b>	0.72 <b>p = 0.043</b>	0.81 <b>p = 0.015</b>	0.64 p = 0.086
O DIS						1	0.75 <b>p = 0.031</b>	0.68 p = 0.066	0.72 <b>p = 0.046</b>	0.63 p = 0.091
AM							1	0.77 <b>p = 0.027</b>	0.75 <b>p = 0.032</b>	0.77 <b>p = 0.026</b>
NIT								1	0.87 <b>p = 0.005</b>	0.86 <b>p = 0.006</b>
FOS									1	0.8193 <b>p = 0.013</b>
TRAN										1

N=8

También, se calculó el índice de correlación entre las bacterias y los parámetros fisicoquímicos (Cuadro 1). De acuerdo con el valor de p, el oxígeno disuelto (p = 0.028; Rs = 0.76) y el pH (p = 0.033; Rs = 0.75) tienen una relación significativa con los coliformes totales, mientras que con los demás parámetros no existe una correlación significativa con las bacterias.

Se presentan los datos de oxígeno disuelto y pH (Figs. 13 y 14), ya que tienen una correlación significativa con los coliformes totales, de todos los muestreos, el máximo valor medido de oxígeno disuelto ( $6 \text{ mg l}^{-1}$ ) se registró en noviembre de 2005 y el mínimo ( $3.36 \text{ mg l}^{-1}$ ) en julio de 2006, mientras que el máximo de pH (8.76) y el mínimo de pH (7.97) se registraron en julio de 2006.

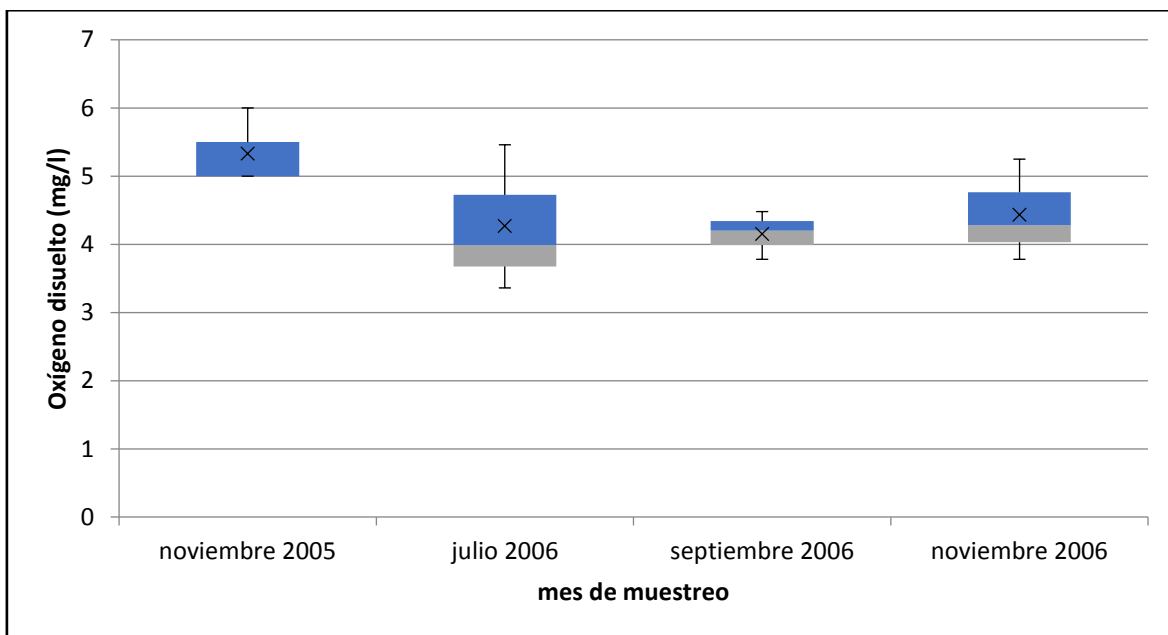


Figura 13. Diagrama de caja del oxígeno disuelto ( $\text{mg l}^{-1}$ ) en los meses de muestreo. N=8.

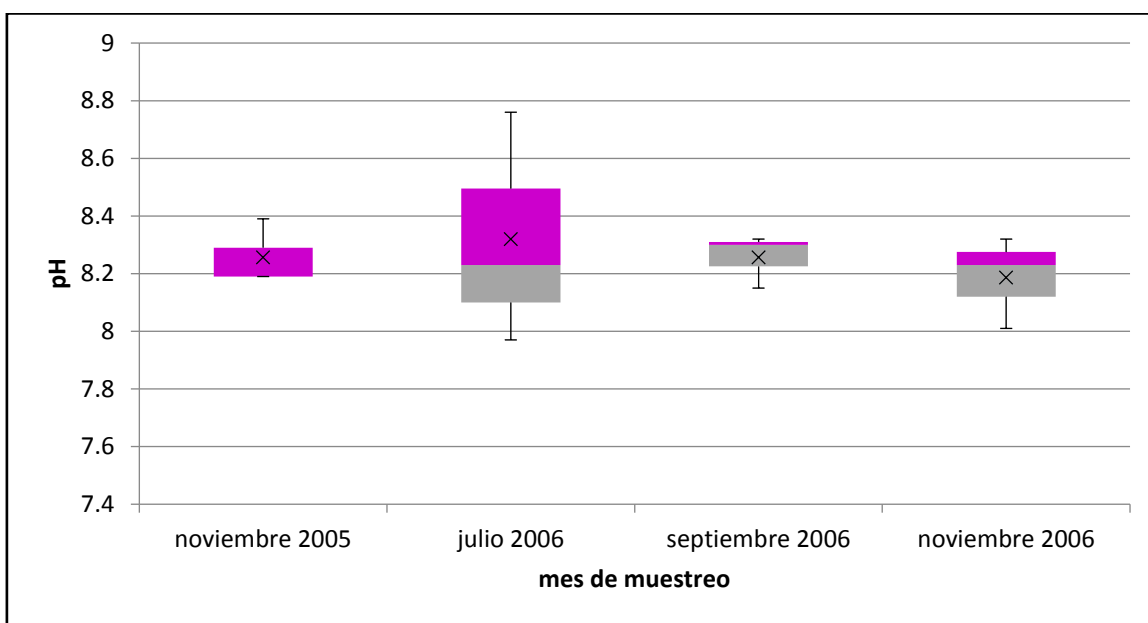


Figura 14. Diagrama de caja del pH en los meses de muestreo. N=8.

También, se presentan los datos de los factores fisicoquímicos de mayor relevancia para este trabajo, la salinidad y la temperatura, debido a que son los que el modelo toma en consideración para el cálculo de la sobrevivencia de las bacterias. De todos los muestreos, los valores máximo y mínimo para temperatura (31.3 y 12.8 °C) y salinidad (40.9 y 11.84) se registraron en julio de 2006 (Figs. 15 y 16); sin embargo, de la prueba Welch ANOVA se concluyó que no existen diferencias significativas ( $p 0.8 > 0.05$ ) entre los meses de muestreo para todos los parámetros fisicoquímicos registrados en este estudio.

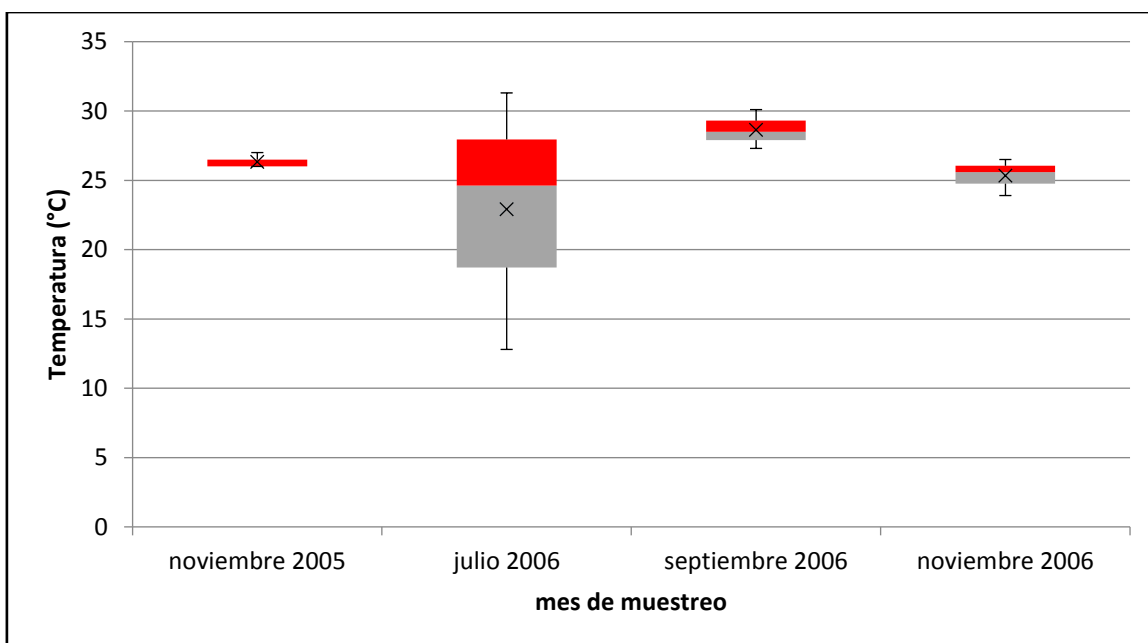


Figura 15. Diagrama de caja de la temperatura (°C) en los meses de muestreo. N=8.

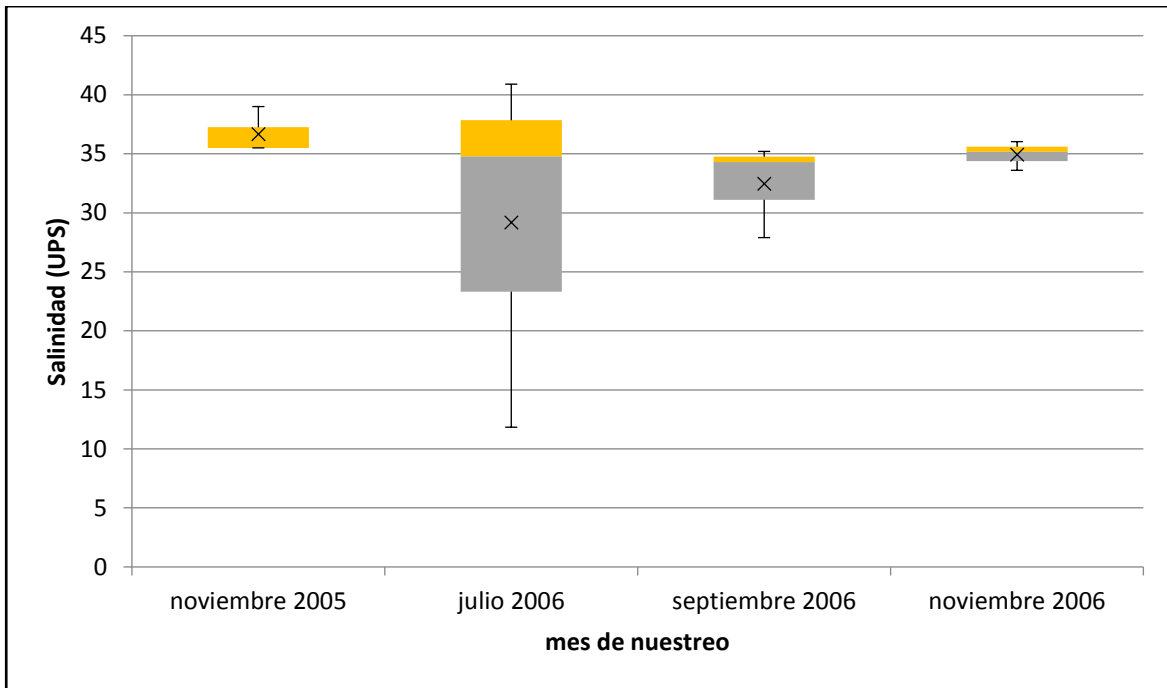


Figura 16. Diagrama de caja de la salinidad (UPS) en los meses de muestreo. N=8.

### 7.3 Hidrodinámica

Debido a que no se tienen datos de campo de corrientes, dirección del viento y marea, se compararon los datos calculados por el modelo con los datos reportados en otros estudios. Esto con la finalidad de validar el modelo hidrodinámico al observar un comportamiento parecido a la realidad.

En noviembre de 2005 y noviembre de 2006, la dirección predominante de las corrientes fue en dirección sur (Figs. 17 y 23), mientras que en julio y septiembre la dirección predominante de las corrientes fue al norte (Figs. 19 y 21) que es lo que se observa comúnmente en verano (Zavala-Hidalgo *et al.*, 2003; Riveron-Enzastiga *et al.*, 2016).

El patrón de dirección de vientos en noviembre de 2005 y 2006 muestra que estos tienen una dirección noreste a suroeste (Figs. 18 y 24), que son llamados localmente “nortes” y, en verano, se invierten con dirección al norte (Fig. 20), estos vientos son llamados localmente “suradas” y, un tercer patrón, que es la época de transición entre temporadas de nortes a suradas, cuando los vientos dominantes están alineados en dirección este a oeste (Fig. 22).



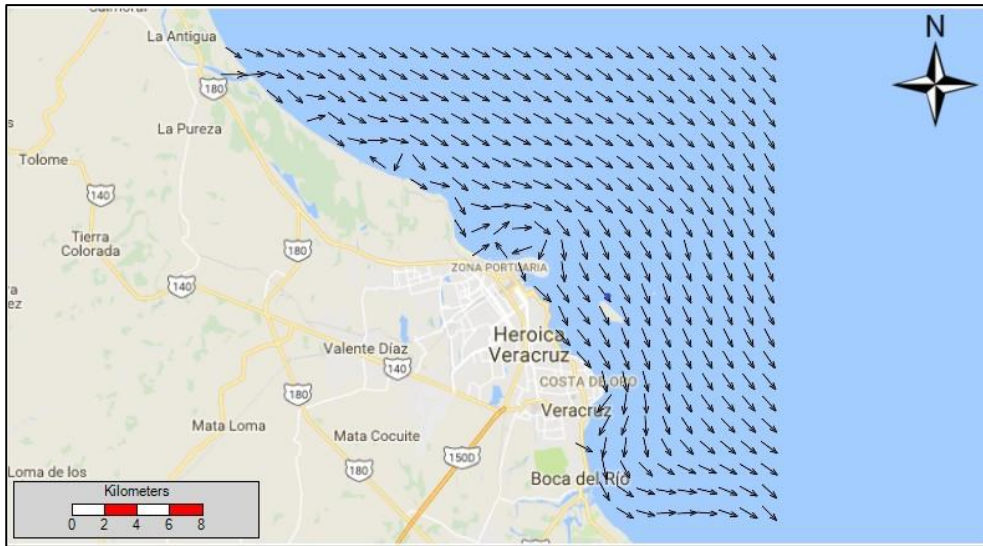


Figura 17. Corrientes en superficie en noviembre de 2005.

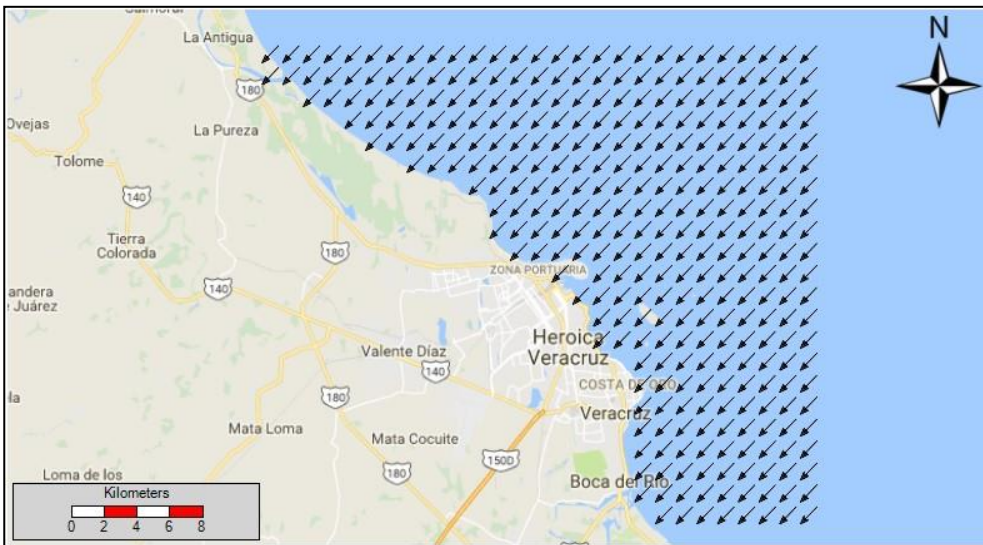


Figura 18. Dirección del viento en noviembre de 2005.



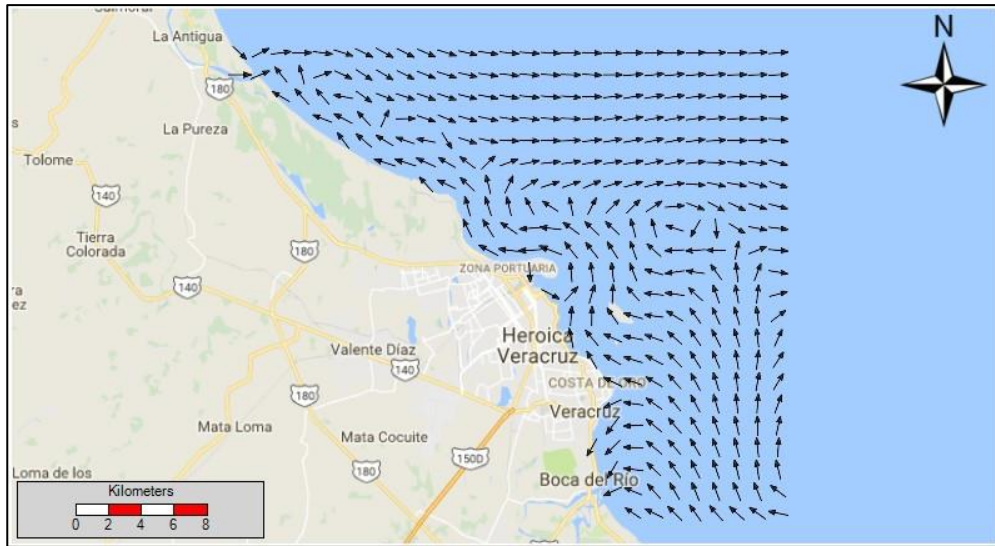


Figura 19. Corrientes en superficie en julio de 2006.

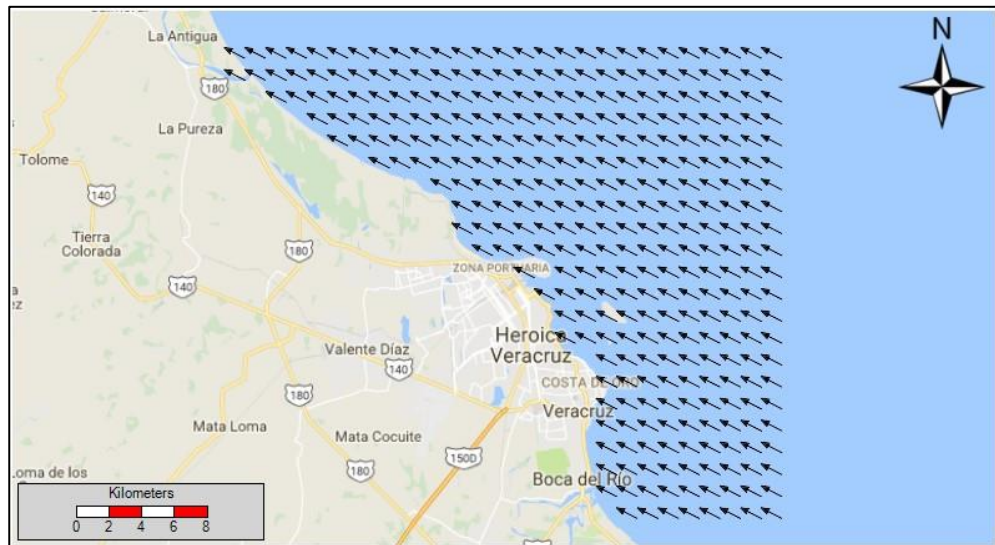


Figura 20. Dirección del viento en julio de 2006.

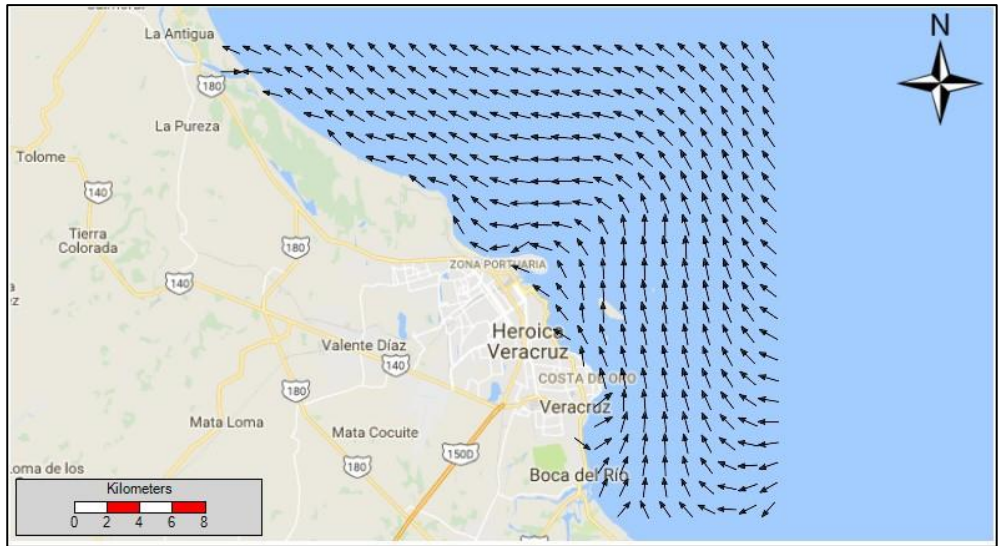


Figura 21. Corrientes en superficie en septiembre de 2006.

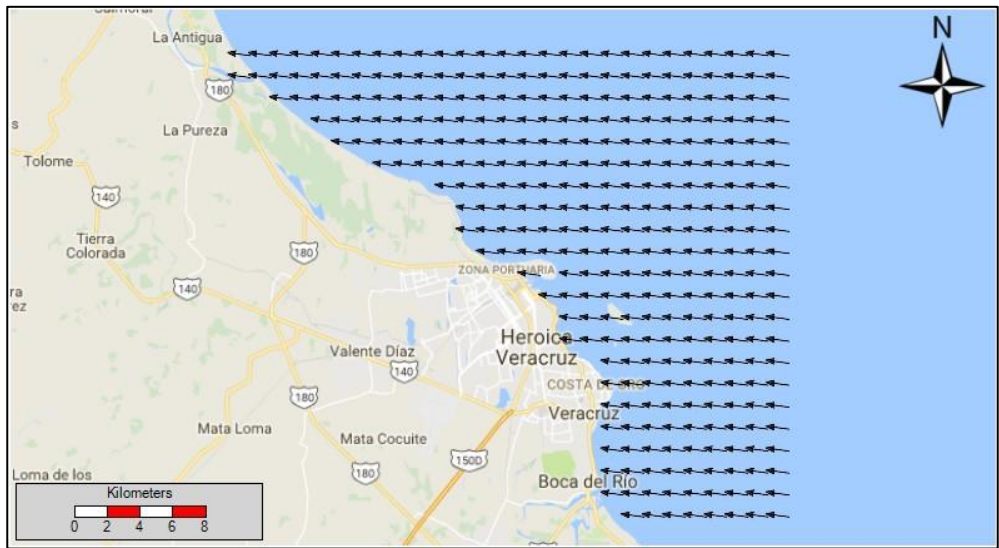


Figura 22. Dirección del viento en septiembre de 2006.

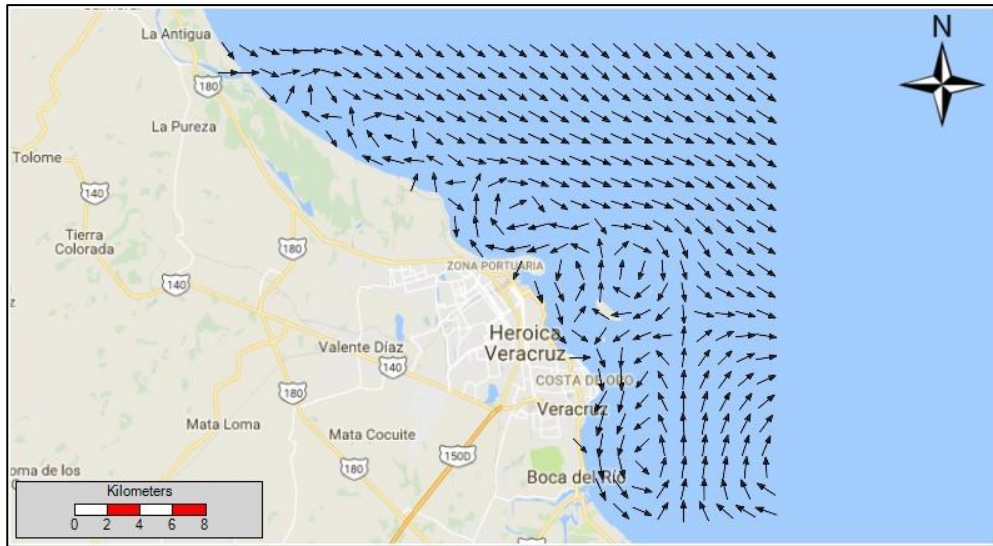


Figura 23. Corrientes superficie noviembre de 2006.

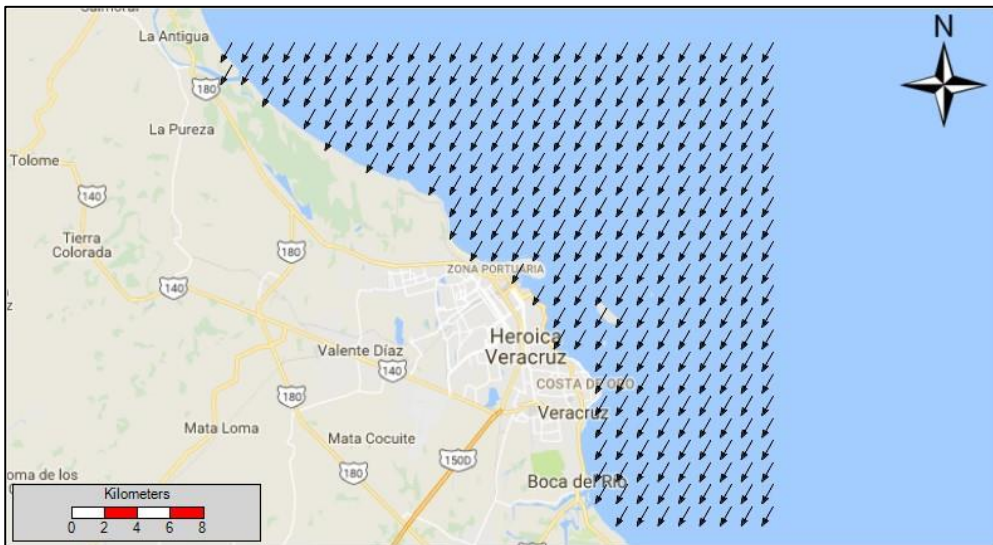


Figura 24. Dirección del viento en noviembre de 2006.

Del cálculo del nivel del mar (m) para noviembre de 2005 se muestran las series de tiempo de las ocho estaciones donde se realizaron los muestreos durante este mes (Fig. 25 a). Éstas se comparan con las series del tiempo reportadas por Salas-Pérez *et al.* (2008), quienes tomaron los datos del mareógrafo de Veracruz para todos los días de noviembre de 2004 (Fig. 25 b), en ambas gráficas se observa que la altura del nivel del mar oscila en intervalos de cinco días, comenzando por las mayores alturas los primeros cinco días, los siguientes cinco días la altura del nivel del mar tiene menos variación y los siguientes cinco días vuelve a incrementar el nivel del mar. La marea calculada por MOHID tiene un comportamiento diurno, al igual que lo reportado por Salas-Pérez *et al.* (2008) y Riveron-Enzastiga *et al.* (2016), este comportamiento diurno de la marea es predominante en el Golfo de México (Grijalva, 1971; Gouillon *et al.*, 2010) por lo que se puede corroborar que los datos calculados de marea están relacionados con los datos observados en campo.



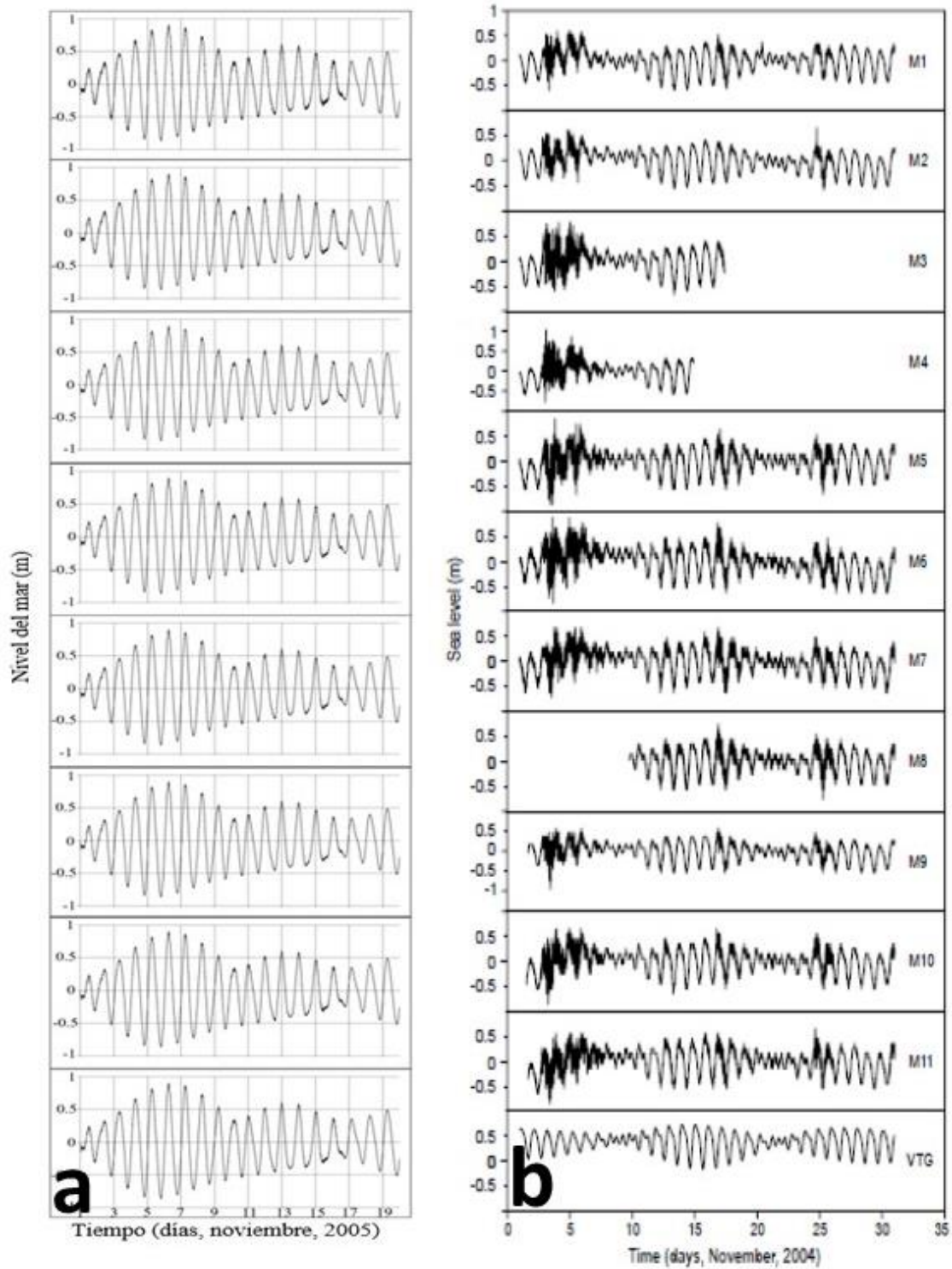


Figura 25. a) Serie del tiempo del nivel del mar en noviembre de 2005 en cada una de las estaciones de muestreo y b) Series del tiempo del nivel del mar durante noviembre de 2004 del estudio realizado por Salas-Pérez et al. (2008).

## 7.4 Transporte de coliformes fecales

El transporte de coliformes totales y fecales se realizó mediante la aplicación del modelo MOHID. A continuación, se presentan los resultados de la modelación.

El día 2 de noviembre a las 02:00 h (Fig. 26) es cuando los coliformes llegan a todas las estaciones, menos a la 5, esto concuerda con los datos tomados en campo, es decir, de las muestras tomadas en el lugar, se registraron coliformes totales y fecales en las estaciones 1 a 4 y 6-8.

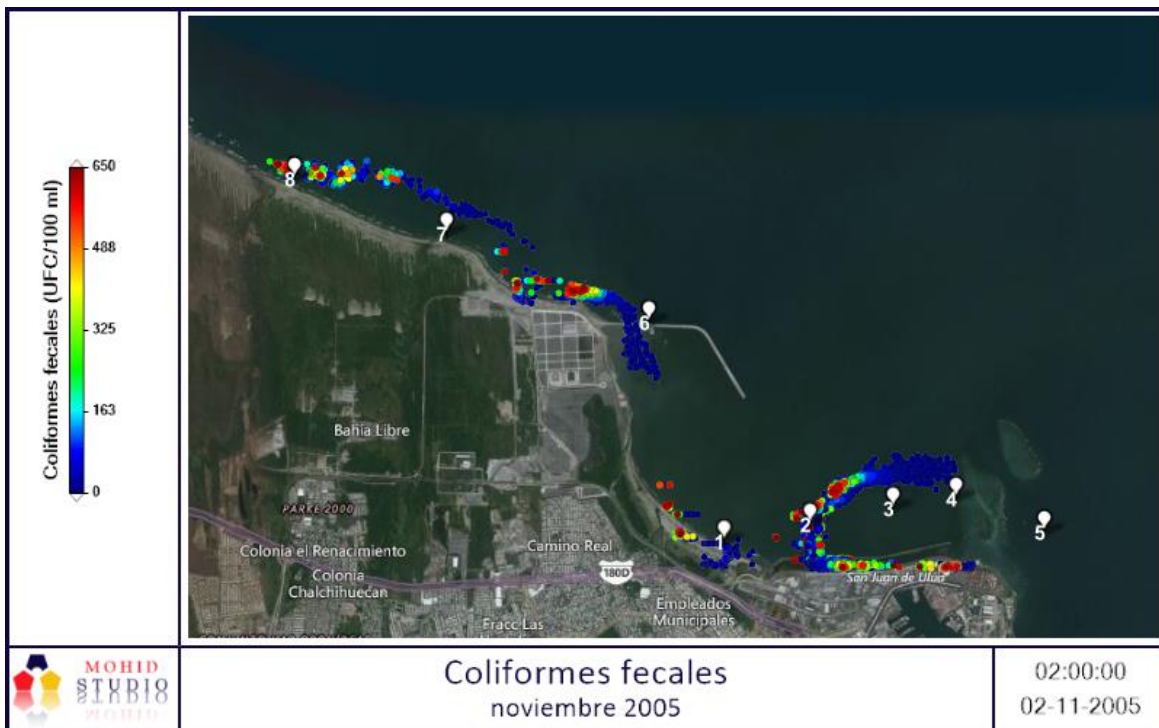


Figura 26. Transporte y sobrevivencia de coliformes fecales en noviembre de 2005 en todas las estaciones (1 a 8).

En noviembre de 2005, en las estaciones 6, 7 y 8, los coliformes fecales llegan directamente de las descargas de los arroyos en la zona debido a la cercanía de las estaciones a las mismas. En las estaciones 7 y 8, las concentraciones de coliformes llegan a alcanzar un rango de 0 a 100 UFC/100 ml y de 488 a 650 UFC/100 ml (Fig. 27).

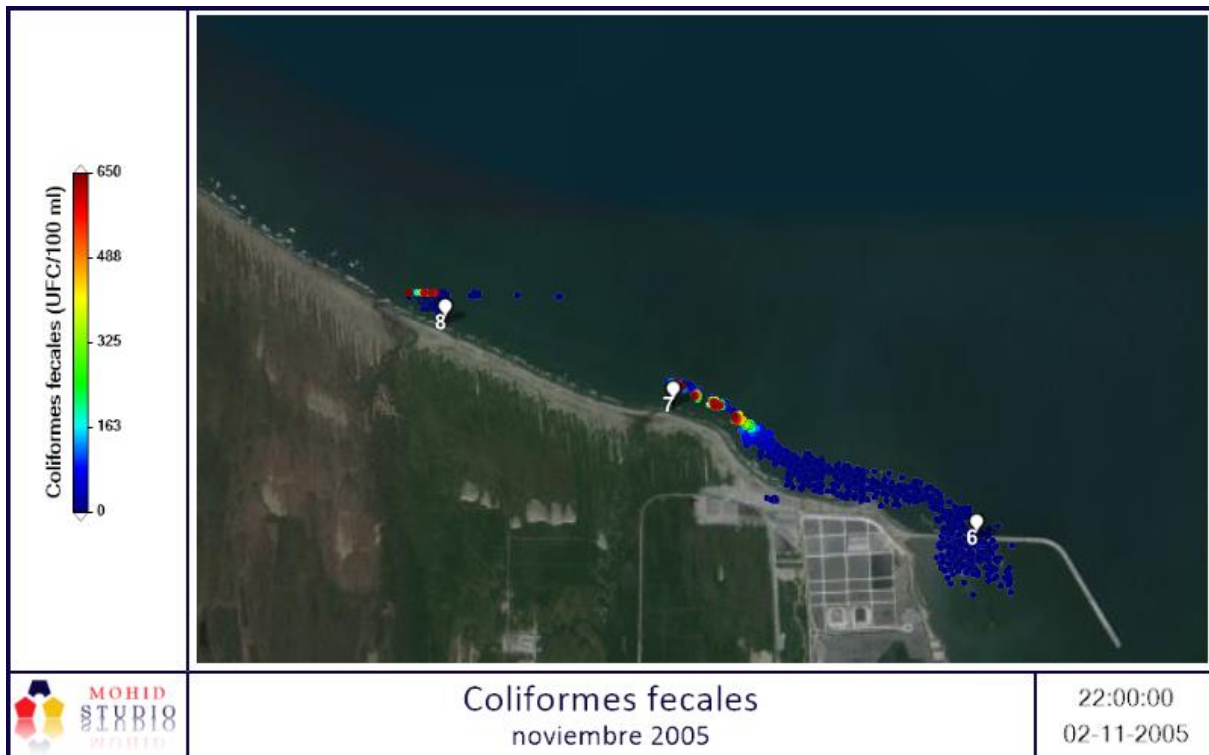


Figura 27. Transporte y sobrevivencia de coliformes fecales en noviembre de 2005 en las estaciones 6 a 8.

En julio de 2006, los coliformes no llegan a ninguna de las estaciones (Fig. 28), a diferencia de los registros obtenidos en campo, donde se detectaron coliformes en todas las estaciones, por lo cual también se simuló descargas en los arrecifes, tomando como aportes los coliformes provenientes de las aves que habitan en el SAV, ya que se han reportado densidades de  $5.12 \text{ ind km}^{-2}$  de *Pelicanus occidentalis* y  $2.59 \text{ ind km}^{-2}$  de *Larus artricilla* en el área durante la temporada de lluvias 2006 (Velarde González *et al.*, 2007). Se han reportado concentraciones de  $1 \times 10^6 \text{ UFC g}^{-1}$  (*P. pelicanus*) y  $1 \times 10^4 \text{ UFC g}^{-1}$  (*L. artricilla*) de enterococos fecales en las heces de estas especies (Wright *et al.*, 2009), por lo que pudieran ser una fuente no puntual de bacterias fecales al sistema.

De la simulación con descargas en los arrecifes solo a la estación 12 llegan los coliformes provenientes de Galleguilla (Fig. 29).

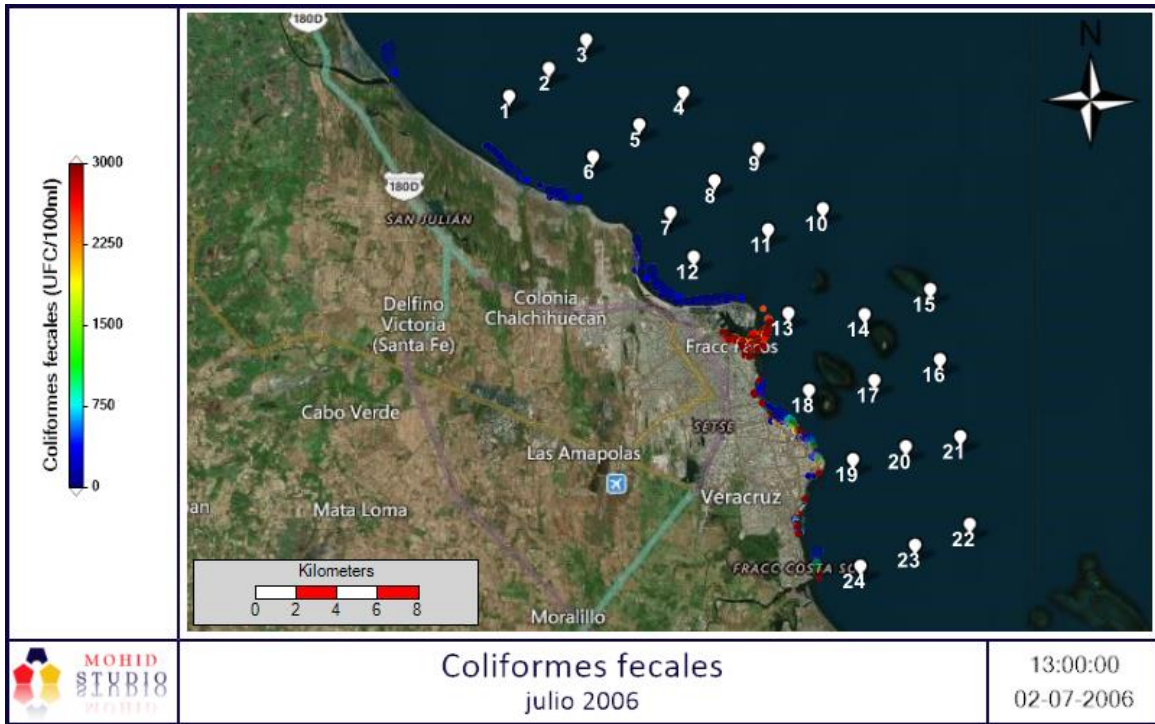


Figura 28. Transporte y sobrevivencia de coliformes fecales en julio de 2006.

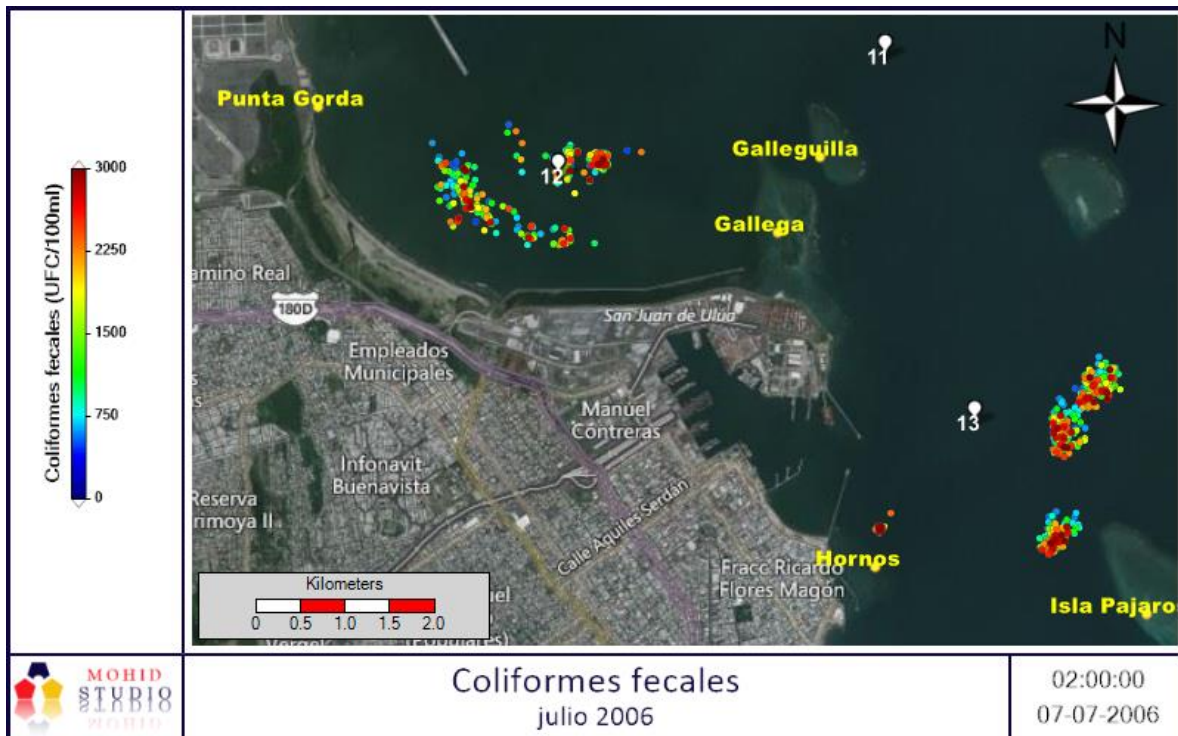


Figura 29. Transporte y sobrevivencia de coliformes fecales en julio de 2006 con descargas provenientes de los arrecifes e islas en la zona.



En septiembre, al igual que en julio, las descargas provenientes de los drenes costeros no alcanzaron ninguna estación (Fig. 30); por lo que, también se simularon descargas de los arrecifes, solo en la estación 12 los coliformes llegaron provenientes de las descargas del arrecife Galleguilla (Fig. 31).



Figura 30. Transporte y sobrevivencia de coliformes fecales en septiembre de 2006.

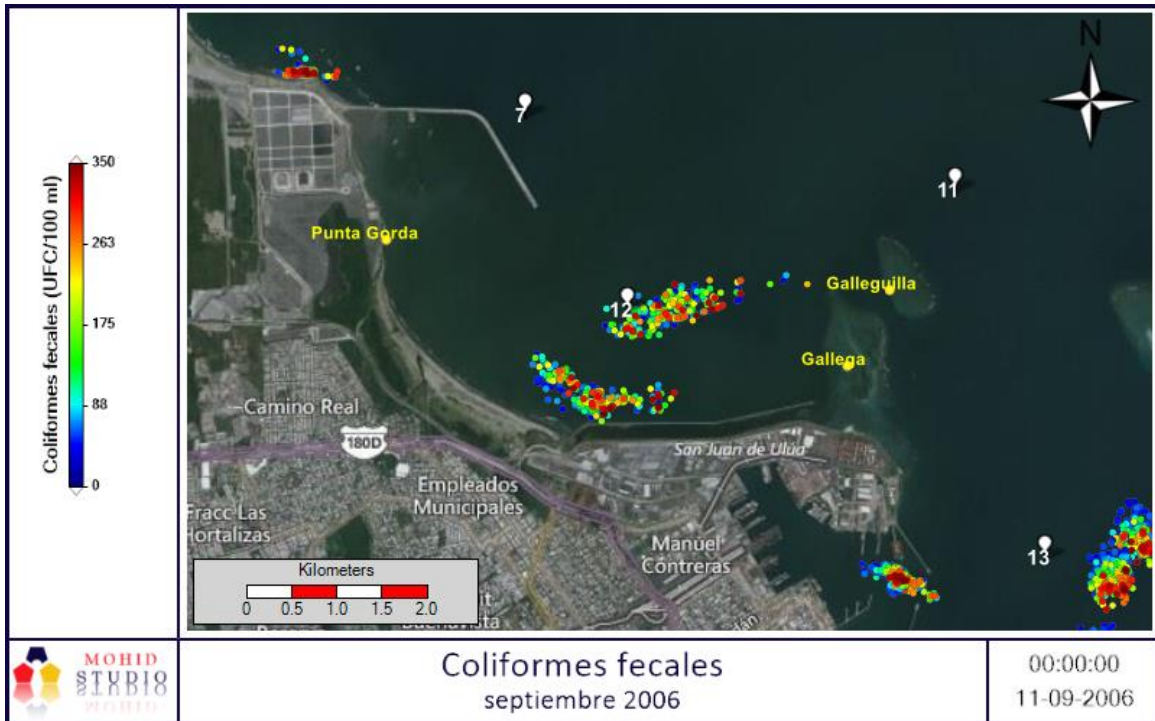


Figura 31. Transporte y sobrevivencia de coliformes fecales en septiembre de 2006 con descargas provenientes de arrecifes e islas de la zona, los coliformes fecales llegan a la estación 12.

En noviembre de 2006 las descargas de ninguno de los drenes costeros alcanzaron las estaciones de muestreo, aunque para este mes no se tomaron registros de los coliformes fecales; se tomaron en consideración los registros de coliformes totales (Fig. 32). En este muestreo se registraron coliformes totales en las estaciones 4, 5, 6 y 12, mientras que en el modelo sólo una de las descargas alcanzó la estación 13.

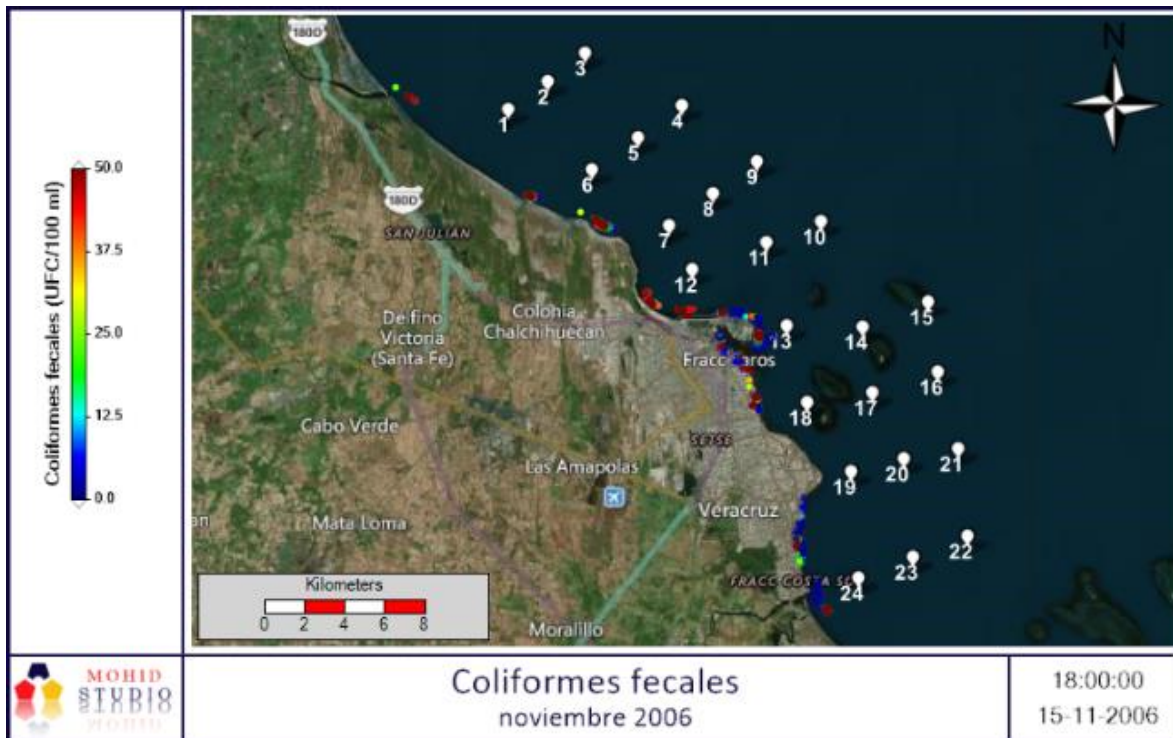


Figura 32. Transporte y sobrevivencia de coliformes fecales en noviembre de 2006.

### 7.5 Grado de contaminación fecal en el SAV

El cuadro 2 recopila las estaciones en las que se rebasaron los valores de máximos permisibles y niveles recomendados de coliformes totales y fecales, establecidos por organismos internacionales y en las leyes y normas mexicanas. En julio se registraron coliformes fecales en las 24 estaciones de muestreo y en 18 de 24 estaciones se rebasó el máximo permisible para aguas con contacto primario y riego agrícola establecido en las NOM-001-SEMARNAT-1996, NOM-003-SEMARNAT-1997 y la Ley Federal de Derechos de la CNA; en todas las estaciones se rebasó el nivel recomendado por la U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Además de rebasar los máximos permisibles mencionados anteriormente, las estaciones 1 a 7, rebasaron el máximo permisible para protección de la vida silvestre de la Ley Federal de Derechos de la CNA, estas estaciones se encuentran en la parte norte del sistema, lo mismo ocurrió en las estaciones 16, 18, 19 y 24, las cuales se encuentran en la parte sur del sistema.

En septiembre, en las estaciones 11, 17 y 24 los coliformes fecales rebasaron los máximos permisibles para aguas con contacto primario y riego agrícola; en la estación 24 los coliformes totales rebasaron el nivel recomendado por la Unión Europea (UE), estas estaciones se encuentran en la parte centro y sur del sistema.

Durante noviembre de 2005, la estación uno fue la única en la que se rebasaron los niveles máximos permisibles de coliformes fecales para aguas con contacto primario y riesgo agrícola establecidos por la NOM-003-SEMARNAT-1997 y la Ley Federal de Derechos de la CNA. Las estaciones 3 a 4 rebasaron el máximo permisible establecido por la UE, todas estas estaciones se encuentran al norte del sistema.

Sólo en noviembre de 2006 los valores de coliformes totales, en todas las estaciones donde se registró su presencia, estuvieron por debajo de los niveles máximos y recomendados por la UE, por eso no aparece en el cuadro 4; sin embargo, en ese año y mes, no se cuantificaron coliformes fecales.

Cuadro 2. Estaciones de muestreo en las que se rebasó el máximo permisible y nivel recomendado de coliformes totales y fecales establecido por organismos internacionales y en normas y leyes de México. UE (Unión Europea); EPA (U.S. Environmental Protection Agency); NOM-001 (NOM-001-SEMARNAT-1996); NOM-003 (NOM-003-SEMARNAT-1997); CNA (Ley Federal de Derechos de la CNA); Máx (máximo permisible); Rec (nivel recomendable); CP y RA (Contacto directo al público y riego agrícola); PVS (Protección de la vida acuática en aguas costera y estuarios); COL TOT (coliformes totales); COL FEC (coliformes fecales).

Mes y año	No. Estación	COL TOT (CFU/100 ml)		COL FEC (CFU/100 ml)						
		UE (Máx) 10,000	UE (Rec) 500	UE (Máx) 2000	UE (Rec) 100	EPA (Máx) 235	NOM-001 (CP y RA) 1000	NOM-003 (CP y RA) 240	CNA (CP y RA) 240	CNA (PVS) 1000
Noviembre 2005	1		X		X	X		X	X	
	2		X		X					
	3		X							
	4		X							
Julio 2006	1				X	X	X	X	X	X
	2				X	X	X	X	X	X
	3			X	X	X	X	X	X	X
	4			X	X	X	X	X	X	X
	5				X	X	X	X	X	X
	6				X	X	X	X	X	X
	7				X	X	X	X	X	X
	8				X					
	9				X	X		X	X	
	10				X	X		X	X	
	11				X	X		X	X	
	12				X					
	13				X	X		X	X	
	14				X			X	X	
	15				X					
	16			X	X	X	X	X	X	X
	17				X	X		X	X	
	18				X	X	X	X	X	X
	19				X	X	X	X	X	X
	20				X	X		X	X	
	21				X			X	X	
	22				X					
	23				X	X		X	X	
	24				X	X	X	X	X	X
Septiembre 2006	11				X					
	17				X					
	24		X		X	X		X	X	

## 8. DISCUSIÓN

### 8.1 Distribución de coliformes totales y fecales en el SAV

Durante noviembre de 2005 la distribución de las bacterias tanto coliformes totales como coliformes fecales, estaba determinada por las descargas de drenes costeros y de ríos, las descargas frente a las estaciones 2, 3, 4 y 5 se dirigen hacia la costa, en un patrón circular, este patrón de circulación está relacionado con la dirección de los vectores que se observan en los mapas de distribución, los cuales provienen del noreste.

En julio de 2006 se registraron valores de coliformes fecales arriba de 1000 UFC/100 ml, alejados de las descargas continentales hasta 12 km de la costa, por lo que se descartan las descargas como fuentes de coliformes fecales y se corrobora con los cálculos del modelo, pues en estos meses ninguna descarga puntual alcanzó a este grupo de estaciones, incluidas las descargas simuladas en los arrecifes. Estas estaciones corresponden a la parte norte del SAV y por lo observado en los vectores de los mapas de distribución, el origen de las descargas proviene del noreste, este patrón de distribución también se observó en noviembre de 2006 en las estaciones 4, 5 y 6. Por lo anterior se revisó en la literatura especializada otras posibles fuentes de coliformes en agua de mar y, se reporta al agua de lastre que desechan las embarcaciones antes de arribar a los puertos, en Aguirre-Macedo *et al.* (2008) se acota un tiempo de residencia de hasta 6 días para las aguas de lastre vertidas en la terminal de recarga de petróleo de PEMEX en Bahía de Campeche y la presencia de coliformes totales y fecales en las mismas, con tiempos de residencia de hasta tres días, sin embargo, se debe tener en cuenta el origen del agua de lastre de las embarcaciones, ya que el aporte de la bacterias es de agua de río, por lo que para considerar esta agua como una posible fuente de coliformes totales y fecales en la zona norte del SAV se debe confirmar que es agua de río y la presencia de coliformes totales y fecales en la misma.

En julio y septiembre de 2006, debido al incremento en el volumen de agua de descarga, se registraron coliformes totales y fecales en la estación 24, frente a la desembocadura del río Jamapa, pues estos meses conforman la temporada de lluvias en el sistema y, por ende, hay un aumento en la precipitación de la zona, lo que provoca un arrastre de coliformes totales y

fecales provenientes del suelo, zonas rurales y zonas agrícolas al río. Estos factores provocan que se eleve la concentración de las bacterias; así como, la cantidad de materia orgánica y nutrientes, lo que contribuye a la sobrevivencia de las bacterias (Barrera-Escorcía y Namihira-Santillán, 2004; Ortíz-Hernández y Sáenz-Morales, 1997).

La influencia de las lluvias en el aumento de la concentración de coliformes fecales también se ha visto en la bahía de Mississippi (Chigbu *et al.*, 2005), en el área costera de Odaiba en la Bahía de Tokio (Haramoto *et al.*, 2006) y en el estuario Río Nuevo en la parte norte del este de Carolina del Norte, EUA (Stumpf *et al.*, 2010). En los tres lugares reportan una relación directa con los eventos de lluvia y las altas concentraciones de bacterias. En Mississippi, Estados Unidos, los sitios más cercanos al mar tuvieron una mortalidad menor (1.3 días) que en los sitios más cercanos a la desembocadura de ríos (5.8 a 12.1 días). En Odaiba, Japón, luego de los eventos de lluvias, la concentración de las bacterias se incrementó de uno a dos unidades logarítmicas, seguido por un decremento gradual hasta alcanzar el nivel de bacterias antes del evento de lluvia, en un par de días, determinaron el origen de coliformes fecales al desbordamiento del agua de las alcantarillas que llevan aguas residuales no tratadas. Y, por último, en Carolina del Norte, Estados Unidos, identificaron como fuente primaria de bacterias a las aguas de escorrentía que llegaban al estuario y que venían de suelos de uso agrícola (Stumpf *et al.*, 2010).

Con relación a los valores de pH registrados durante los meses de muestreo, en la temporada de lluvias se registró el mayor (8.76) y el menor (7.97), esta diferencia en los registros de pH puede estar relacionada con la batimetría del SAV pues en los arrecifes hay zonas someras en las que se mantiene un alto pH mientras que en la zona costera cerca de la desembocadura de los ríos el aumento de las descargas provoca que el pH disminuya (Chigbu *et al.*, 2005). De la matriz de correlación se observa una relación significativa entre el pH y los coliformes totales y fecales, hay un aumento del pH cuando disminuye la concentración de bacterias, Ortíz-Hernández y Sáenz-Morales (1997) reportan un aumento del pH cuando registraron bajas concentraciones de coliformes fecales y en la temporada de menores precipitaciones debido a que disminuye el metabolismo de las bacterias y las tasas de oxidación. El oxígeno disuelto presenta el mismo comportamiento que el pH en los muestreos y con relación a las

bacterias, además durante los cuatro muestreos se registraron valores bajos de oxígeno disuelto ( $3.36-6 \text{ mg/L}^{-1}$ ), estos valores son similares a los reportados por Barrera-Escorcía y Namihira-Santillán (2004) para la zona costera de Akumal, Quintana Roo, México, quienes reportaron valores de 2.34 a  $7.12 \text{ mg/L}^{-1}$  de oxígeno disuelto y encontraron una relación inversa entre la concentración de coliformes totales y fecales y la de oxígeno disuelto debido a que estas bacterias son saprofitas y microaerobias por lo que su presencia puede indicar el ingreso de materia orgánica al sistema.

En cuanto a la salinidad y temperatura del agua en el sistema, los datos de campo indican que no existieron diferencias significativas entre los meses de muestreo y, por comparación con los datos que se tienen registrados por satélites, más la información que se registró en campo, ambos parámetros presentan poca variación en el sistema. En la Bahía de Chetumal, México, se encontró una relación entre la temperatura, la salinidad y la concentración de las bacterias, los autores atribuyen la presencia de las bacterias al efecto de dispersión por la marea y el viento y las descargas de agua de ríos y descargas de aguas residuales (Ortiz-Hernández y Sáenz-Morales, 1999). En la zona costera de Akumal, Quintana Roo, México, sí se observó una relación inversa entre la salinidad y la presencia de coliformes fecales, que creen se debe al choque osmótico que experimentan las bacterias (Barrera-Escorcía y Namihira-Santillán, 2004), esto es similar a lo observado en este estudio ya que los menores valores de salinidad se registraron en la temporada de lluvia durante julio ( $34.79 \text{ ups}$ ) y septiembre ( $34.3 \text{ ups}$ ), mientras que en julio se registraron las mayores concentraciones de coliformes fecales ( $2560 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$ ).



## 8.2 Transporte de coliformes totales y fecales en el SAV

El transporte de los coliformes fecales calculado por el modelo está gobernado principalmente por las corrientes marinas, debido a que se considera a las bacterias como partículas que flotan en la misma, éstas son arrastradas por las corrientes, que en el SAV son generadas por la acción del viento y la marea, los cuales se impusieron como una condición de frontera para modelar la hidrodinámica del sistema.

Futch *et al.* (2011) observaron que el transporte de las bacterias provenientes del río que desemboca al estuario Río Nuevo, EUA, se ve influenciado por la marea, la cual provoca que las bacterias indicadoras se concentraron cerca de la boca de entrada y se diluyan al entrar al mar. En la zona costera de San Juan, Puerto Rico, el transporte de los coliformes fecales estuvo relacionado con las corrientes superficiales y ciclos de mareas, también observaron que la poca profundidad en el área permite la acumulación de nutrientes y contaminantes, que son resuspendidos debido a la acción de las olas, ciclos de marea, corrientes superficiales, vientos y lluvias; así como, por las actividades de navegación (Bonkosky *et al.*, 2009). Las precipitaciones produjeron un incremento en coliformes fecales en los sitios de muestreo a 1 m de la línea de costa; en las estaciones a 50 y 100 m de la línea de costa las densidades de coliformes fecales disminuyeron significativamente, probablemente por la dispersión de la marea y el viento (Ortiz-Hernández y Sáenz-Morales, 1999).

En julio de 2006 los coliformes totales se desplazaron hasta 4 km desde el punto de emisión de la descarga, con una concentración de 3000 UFC/100 ml, que corresponde a la temporada de lluvias. Estos resultados son diferentes a los calculados para Puerto Escondido, Oaxaca, donde los autores reportan un alcance de 400 m desde la desembocadura del río Colotepec con concentraciones menores a 100 NMP/100 ml, por lo que no representa una fuente de contaminación fecal en la playa Zicatela, ubicada a 3000 m de distancia de la desembocadura del río. Durante la temporada de lluvias se registraron las mayores concentraciones de bacterias en la desembocadura del río (2419.6 NMP/100 ml) y se alejaron a menos de 50 m debido al aumento de la descarga de agua por la crecida del río con las lluvias, lo que genera un mayor aporte de bacterias y disminuye la salinidad del agua de mar en la zona de descarga (Moctezuma *et al.*, 2012).

En general, se ha visto que al incrementar la distancia desde la costa las bacterias se ven expuestas a condiciones ambientales como altos niveles de radiación, salinidad y temperatura, que pueden influir en una baja sobrevivencia de las mismas (Ortiz-Hernández y Sáenz-Morales, 1997; Bordalo *et al.*, 2002; Fujioka y Yoneyama, 2002; Lipp y Griffin, 2004). Y bajo condiciones favorables, las bacterias como *Salmonella* pueden llegar hasta 10 km desde el punto de emisión, debido al rápido transporte de las masas de agua y a los largos tiempo de sobrevivencia de la bacteria por bajas salinidades y temperaturas (Rhodes y Kator, 1988; Moore *et al.*, 2003; Schippmann *et al.*, 2013).

Con base en los mapas de distribución de coliformes fecales y totales, para noviembre de 2005, se puede validar el modelo, pues las estaciones donde llegaron los coliformes fecales son las mismas en las que se registró su presencia en campo. Únicamente se realizó una validación visual, debido a que no se cuenta con los datos exactos del volumen de las descargas de los drenes costeros y las concentraciones de coliformes totales y fecales en las aguas que se vierten al mar. Sin embargo, la trayectoria de las bacterias calculada con MOHID en los cuatro meses de muestreo concuerda con lo reportado por De Buen en 2007, es decir, la trayectoria de las partículas es paralela a la costa en dirección noreste a sureste durante todas las temporadas del año en el SAV ya que el transporte de las partículas se debe a la acción del viento principalmente.

En general, para cualquier modelo, se tiene más precisión en los cálculos al ingresar datos puntuales del sistema a lo largo del tiempo. Por ejemplo, se pueden usar datos históricos, si es que existen, pero estos deben evaluarse cuidadosamente para que sean representativos de las condiciones específicas del sistema. Y se debe considerar si se puede hacer el cálculo de la tasa de decaimiento bacteriano, de lo contrario se tendría que usar el valor estimado por otros autores, la cual podría no ser representativa de un área de estudio en particular. Además, se debe tener en cuenta que el modelo no hará cálculos precisos bajo condiciones extremas (Manache *et al.*, 2007).

### 8.3 Grado de contaminación en el SAV

En noviembre de 2005 fue en la estación uno (600 UFC/100 ml) donde se rebasaron en 0.2 unidades logarítmicas los límites permisibles de 240 NMP/100 ml de coliformes fecales para aguas con contacto primario, debido a que la estación estaba próxima a una descarga de agua sin tratamiento. En la temporada de lluvias frente a la desembocadura del río Jamapa, durante julio (1680 UFC/100 ml) y septiembre (300 UFC/100 ml) se rebasó el máximo permisible establecido para aguas con contacto primario y agrícola (240 NMP/100 ml) en 0.8 y 0.1 unidades logarítmicas respectivamente y, en julio se rebasó en 0.1 unidades logarítmicas para protección de la vida silvestre (1000 NMP/100 ml). En julio, en las partes norte (estaciones 1 a 7) y sur (estaciones 16, 18, 19 y 24) del SAV, se registraron valores mayores a 1000 UFC/100 ml, que rebasaron el límite establecido por las NOM-001, NOM-003 y la Ley Federal de Derechos de la CNA, las cuales establecen como máximos permisibles 1000 NMP/100 ml y 240 NMP/100 ml para aguas con contacto al público y 1000 NMP/100 ml para protección de la vida silvestre.

El grado de contaminación fecal registrado en temporada de lluvias (julio y septiembre) se debe a la relación que se ha reportado con el aumento en la sobrevivencia de las bacterias y las precipitaciones; por ejemplo, en la desembocadura del río Jamapa (estación 24) hay un alto grado de contaminación en julio con 1680 UFC/100 ml pues rebasa la concentración recomendada (100 UFC/100 ml) por la UE en una unidad logarítmica, esto puede estar asociado al aumento en la descarga de aguas residuales luego de eventos de lluvia (Chigbu *et al.*, 2005).

En la zona costera de Akumal (Barrera-Escorcía y Namihira-Santillán, 2004) y Bahía Chetumal (Ortiz-Hernández y Sáenz-Morales, 1999), ambas en Quintana Roo, y el arrecife de coral de Cayo Arcas (Aguirre-Macedo *et al.*, 2008), Campeche, se registraron concentraciones de coliformes fecales mayores a los límites permisibles establecidos en las normas y leyes mexicanas, al igual que en el SAV, estos sitios presentan altos grados de contaminación fecal en alguna de las estaciones de muestreo. En Cayo Arcas, al igual que en el SAV, existen problemas de enfermedades en los corales debido a la presencia de bacterias

patógenas que ingresan al sistema probablemente debido a actividades antropogénicas (Aguirre-Macedo *et al.*, 2008).

Entre las fuentes de contaminación fecal se reporta el agua de lastre, resuspensión de sedimento por transporte de embarcaciones, descarga de aguas residuales tanto al mar como en ríos que desembocan al mar y, aumento de la población en temporada de vacaciones.

En noviembre de 2005 las concentraciones de coliformes totales fueron las mayores registradas de todos los muestreos debido a la cercanía de las estaciones a las descargas de ríos y drenes costeros, en las estaciones 1 (7800 UFC/100 ml) y 2 (8580 UFC/100 ml) frente a la descarga del río junto a la planta de tratamiento de Playa Norte se rebasó el nivel recomendado (500 UFC/100 ml) de coliformes totales por la UE en 1.3 unidades logarítmicas y en la estación 4 (6400 UFC/100 ml) se rebasó el nivel recomendado por la UE en 1.1 unidades logarítmicas. En septiembre en la estación 24 que está frente al río Jamapa se registró una concentración de coliformes totales de 1066.7 UFC/100 ml, que rebasó en 0.3 unidades logarítmicas lo recomendado por la UE, esto concuerda con el aumento de las descargas del río por la temporada de lluvias y el aumento de coliformes totales por el efecto de arrastre de tierra y vegetación por la lluvia.

## 9. CONCLUSIONES

En noviembre de 2005 las mayores concentraciones de coliformes totales y fecales se registraron en las zonas cercanas a las descargas de drenes costeros, ríos y arroyos, por lo que la distribución de las bacterias está influenciada por estas fuentes puntuales.

En la temporada de lluvias se presenta el mayor grado de contaminación fecal, principalmente en julio y en la zona norte y sur del sistema.

Los resultados del modelo de transporte de coliformes y el gradiente negativo, indican que posiblemente existen diversas fuentes de coliformes totales y fecales en el sistema, además de las descargas de drenes costeros, ríos y arroyos que llegan directo al mar.

De los cuatro meses simulados, sólo en noviembre de 2005 la simulación del transporte y concentraciones de coliformes fecales tuvo parecido con los datos registrados en campo, por lo que la validez del modelo es moderada, ya que se requieren datos de la concentración de coliformes totales y fecales en el día y la noche por lo menos durante dos días, además de datos de dirección y velocidad del viento y corrientes; así como, el índice de radiación solar para validar y calibrar el modelo.

## COMENTARIOS FINALES

Los estudios que existen sobre contaminación fecal en el SAV son escasos y, los monitoreos que se realizan sobre calidad del agua con el programa de playas limpias de SEMARNAT y CONAGUA, sólo toman muestras en las playas, por lo que no existen datos históricos de presencia o ausencia de contaminación fecal cerca a los arrecifes. Esto debiera ser importante por el gran valor de este ecosistema, del que se beneficia el hombre pues en la zona de arrecifes se llevan a cabo actividades turísticas y de pesca para consumo humano.

Se recomienda ampliamente hacer más estudios de contaminación por microbiología en el SAV, para conocer bien el comportamiento de las bacterias indicadoras de contaminación fecal en el área de estudio, esto es necesario ya que servirá de herramienta para la toma de decisiones en cuanto al manejo de la zona.

## REFERENCIAS

- Auer, M. T., y Niehaus, S. L. (1993). Modeling fecal coliform bacteria-I. Field and laboratory determination of loss kinetics. *Water Research*, 24(4), 693-701. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90179-L](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90179-L)
- Aguirre-Macedo, M., Vidal-Martínez, V. M., Herrera-Silveira, J. A., Valdés-Lozano, D. S., Herrera-Rodríguez, M., y Olvera-Novoa, M. A. (2008). Ballast water as a vector of coral pathogens in the Gulf of Mexico: The case of the Cayo Arcas coral reef. *Marine Pollution Bulletin*, 56, 1570-1577. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.05.022
- APHA, AWWA, WPCF. (1990). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (17<sup>a</sup> ed.). Washington, D. C., USA: American Public Health Association.
- Ascione, K. I., Carla, G. A., y Neves, R. (2012). Residence time of water in the Mondego estuary (Portugal). *Estuarine. Coastal and Shelf Science*, 106, 13-22. doi:10.1016/j.ecss.2012.04.008
- Austin, B. (1988). *Marine Microbiology*. Great Britain: Cambridge University Press.
- Barrera-Escorcia, G., y Namihira-Santillán, P. E. (2004). Contaminación microbiológica en la zona costera de Akumal, Quintana Roo, México. *Hidrobiológica*, 14(1), 27-35. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57814105>
- Barrera-Escorcia, G., Wong-Chang, I., Sobrino-Figueroa, A. S., Guzmán-García, X., F., y Hernández-Galindo, y Saavedra-Villeda, F. (1999). Evaluación microbiológica de la laguna de Tamiahua, Veracruz, en el ciclo 1994-1995. *Hidrobiológica*, 9(2), 125-134. Recuperado de 2018 de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57890205>
- Bordalo, A. A., Onrassami, R., y Dechsakulwatana, C. (2002). Survival of faecal indicator bacteria in tropical estuarine waters (Bangpakong River, Thailand). *Journal of Applied Microbiology*, 93(5), 864-871. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2002.01760.x>
- Bonkosky, M., Hernández-Delgado, E. A., Sandoz, B., Robledo, I. E., Norat-Ramírez, J., y Mattei, H. (2009). Detection of spatial fluctuations of non-point source fecal pollution in coral reef surrounding waters in southwestern Puerto Rico using PCR-based assays. *Marine Pollution Bulletin*, 58(1), 45-54. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.09.008>

- Boyett, H., Bourne, D., y Willis, B. L. (2007). Elevated temperature and light enhance progression and spread of black band disease on staghorn corals of the Great Barrier Reef. *Marine Biology*, 151(5), 1711-1720. <https://doi.org/10.1007/s00227-006-0603-y>
- Canale, R. P., Patterson, R. L., Gannon, J. J., y Powers, W. F. (1973). Water quality models for total coliform. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 45(2), 325-335. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/25037745>
- Canteras, C. J., Juanes, A. J., Pérez, L., y Koev, N. K. (1995). Modelling the coliforms inactivation rates in the Cantabrian sea (Bay of Biscay) from *in situ* and laboratory determinations of T<sub>90</sub>. *Water Science and Technology*, 32(2), 37-44. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00567-7](https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00567-7)
- Chamberlin, C. E., y Mitchell, R. (1978). A decay model for enteric bacteria in natural waters. En R. Mitchell (Ed.), *Water Pollution Microbiology* (pp. 325-348). New York, USA: John Wiley y Sons.
- Chang-Woo C., y Yong-Sik, S. (2015, Mayo 18-21). *A modeling study on residence time in the Youngsan River Estuary, Korea*. Documento presentado en la conferencia de IEEE sobre Océanos. doi:10.1109/OCEANS-Genova.2015.7271674.
- Chigbu, P., Gordon, S., y Strange, T. R. (2005). Fecal coliform bacteria disappearance rates in a north-central Gulf of Mexico estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 65(1-2), 309-318. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.05.020>
- COFEPRIS (Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios). (2017). *Manual operativo: Monitoreo de agua de contacto primario en el agua de mar de playas y cuerpos de agua dulce*. México: COFEPRIS. Recuperado de [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/237399/Manual\\_Agua\\_Contacto\\_2017.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/237399/Manual_Agua_Contacto_2017.pdf)
- CNA (Comisión Nacional del Agua). (2017). *Ley Federal de Derechos Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales 2016*. México: SEMARNAT-CNA. Recuperado de [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/105138/Ley\\_Federal\\_de\\_Derechos.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/105138/Ley_Federal_de_Derechos.pdf)



- Crane, S. R., y Moore, J. A. (1986). Modeling enteric bacterial die-off. A review. *Water, Air and Soil Pollution*, 27(1-4), 411-439. <https://doi.org/10.1007/BF00649422>
- Dawe, L. L., y Penrose, W. R. (1978). Bactericidal property of seawater: death or debilitation? *Applied and Environmental Microbiology*, 35(5), 829-833. Recuperado de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC242937/pdf/aem00220-0019.pdf>
- De Buen, K. R. C. (2007). *Modelación de la dispersión de los contaminantes vertidos en Playa Norte, Veracruz*. Tesis de pregrado. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, México. Recuperado de [http://grupo-  
ioa.atmosfera.unam.mx/images/archivos\\_portal/tesis/TesisL\\_Rebeca\\_De\\_Buen.pdf](http://grupo-ioa.atmosfera.unam.mx/images/archivos_portal/tesis/TesisL_Rebeca_De_Buen.pdf)
- Dupray, E., y Derrien, A. (1995). Influence of the previous stay of *Escherichia coli* and *Salmonella* spp in waste waters on their survival in seawater. *Water Research*, 29(4), 1005-1011. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)00273-A](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)00273-A)
- Fossati, M., y Piedra-Cueva, I. (2013). A 3D hydrodynamic numerical model of the Río de la Plata and Montevideo's coastal zone. *Applied Mathematical Modelling*, 37(3), 1310-1332. <https://doi.org/10.1016/j.apm.2012.04.010>
- Fujioka R. S., y Yoneyama, B. S. (2002). Sunlight inactivation of human enteric viruses and fecal bacteria. *Water Science & Technology*, 46(11-12), 291-295. Recuperado de <http://wst.iwaponline.com/content/46/11-12/291>
- Futch, C. J., Griffin, D. W., Banks, K., y Lipp, E. K. (2011). Evaluation of sewage source and fate on southeast Florida coastal reefs. *Marine Pollution Bulletin*. 62(11), 2308-2316. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.08.046>
- Gauthier, M. J. (1980). Poluciones bacterianas en el medio marino. En J. M. Pérez (Ed.), *La polución de las aguas marinas* (pp. 127-141). Barcelona, España: Editorial Omega.
- Gouillon, F., Morey, L. S., Dukhovskoy, S. D., y O'Brien, J. J. (2010). Forced tidal response in the Gulf of Mexico, *Journal of Geophysical Research*, 115(C10), 1-16. <https://doi.org/10.1029/2010JC006122>
- Gourmelon, M., Caprais, M. P., Mieskin, S., Marti, R., Wéry, N., Jardé, E., Derrien, M., y Pourcher, A. M. (2010). Development of microbial and chemical MST tools to identify the origin of faecal pollution in bathing and shellfish harvesting waters in France. *Water Research*, 44(16), 4812-4824. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.061>

- Grijalva, N. (1971). The M<sub>2</sub> tide in the Gulf of Mexico. *Geofísica Internacional*, 11(3), 103-125. Recuperado el 27 de abril de 2018 de <http://revistas.unam.mx/index.php/geofisica/article/view/39078/35525>
- Grimes, D. J., Atwell, R. W., Brayton, P. R., Palmer, L. M., Rollins, D. M., Roszak, D. B., Singleton, F. L., y Colwell, R. R. (1986). The fate of enteric pathogenic bacteria in estuarine and marine environments. *Microbiological Sciences*, 3(11), 324-329. Recuperado de [https://www.researchgate.net/publication/20298869\\_The\\_fate\\_of\\_enteric\\_pathogenic\\_bacteria\\_in\\_estuarine\\_and\\_marine\\_environments](https://www.researchgate.net/publication/20298869_The_fate_of_enteric_pathogenic_bacteria_in_estuarine_and_marine_environments)
- Haramoto, E., Katayama, H., Oguma, K., Koibuchi, Y., Furumai, H., y Ohgaki, S. (2006). Effects of rainfall on the occurrence of human adenoviruses, total coliforms, and *Escherichia coli* in seawater. *Water Science & Technology*, 54(3), 225-230. DOI: 10.2166/wst.2006.473
- Hass, Ch. N., Rose, J. B., y Gerba, Ch. P. (1999). *Quantitative Microbial Risk Assessment*. New York, USA: John Willey & Sons.
- Henderson, A., Gamito, S., Karakassis, I., Pederson, P., y Smaal, A. (2001). Use of hydrodynamic and benthic models for managing environmental impacts of marine aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology*, 17(4), 163-172. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0426.2001.00313.x>
- Hood, M. A., Ness, G. E., y Blake, N. J. (1983). Relationship among fecal coliforms, *Escherichia coli* and *Salmonella* spp. in shellfish. *Applied and Environmental Microbiology*, 45(1), 122-126. Recuperado de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC242241/pdf/aem00170-0140.pdf>
- Horta Puga, G. y J. L. Tello Musi. (2009). *Sistema Arrecifal Veracruzano: condición actual y programa permanente de monitoreo: Primera Etapa*. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. DM005. México D. F. Recuperado de <http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/InfDM005.pdf>
- Jiménez Badillo, M. L., y Castro Gaspar, L. G. (2007). Pesca artesanal en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, México. En A. Granados Barba, L. G. Abarca Arenas y J. M. Vargas Hernández (Eds.) *Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal*

Veracruzano (pp. 221-234). Campeche, México: Universidad Autónoma de Campeche. Recuperado de [http://epomex.uacam.mx/?modulo\\_micrositio=paginas&acciones\\_micrositio=descargar&archivo=modulos/paginas/archivos/14/adjuntos/SAV.pdf&vistafull\\_micrositio=yes](http://epomex.uacam.mx/?modulo_micrositio=paginas&acciones_micrositio=descargar&archivo=modulos/paginas/archivos/14/adjuntos/SAV.pdf&vistafull_micrositio=yes)

- Jiménez-Badillo, M. L., Cruz-Rodas, S., Lozano-Aburto, M. A., y Rodríguez-Quiroz, G. (2014). Problemática ambiental y socioeconómica del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. *Investigación y Ciencia*, 60, 58-64. Recuperado de <http://www.uaa.mx/investigacion/revista/archivo/revista60/Articulo%206.pdf>
- Jones, R., Parsons, R., Watkinson, E., y Kendell, D. (2011). Sewage contamination of a densely populated coral 'atoll' (Bermuda). *Environmental Monitoring and Assessment*, 179(1-4), 309-324. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1738-3>
- Laws, E. A. (1981). *Aquatic Pollution*. New York, USA: J. Wiley & Sons.
- Lipp E. K., Jarrell, L. J., Griffin, W. D., Lukasik, J., Jacukiewicz, J., y Rose, B. J. (2002). Preliminary evidence for human fecal contamination in corals of the Florida Keys, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 44(7), 666-670. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00332-0](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00332-0)
- Lipp, E. K., y Griffin, D. W. (2004). Analysis of Coral Mucus as an Improved Medium for Detection of Enteric Microbes and for Determining Patterns of Sewage Contamination in Reef Environments. *EcoHealth*, 1(3), 317-323. <https://doi.org/10.1007/s10393-004-0132-4>
- Loitzenbauer, E., y Bulhoes, M. C. A. (2012). Salinity dynamics as a tool for water resources management in coastal zones: An application in the Tramandaí River basin, southern Brazil. *Ocean y Coastal Management*, 55, 52-62. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.10.011>
- Manache, G., Melching, C. S., y Lanyon, R. (2007). Calibration of a Continuous Simulation Fecal Coliform Model Based on Historical Data Analysis. *Journal of Environmental Engineering*, 133(7), 681-691. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2007\)133:7\(681\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2007)133:7(681))

- Marquardt, D. W. (1963). An algorithm for least square estimations of non-linear parameters. *Journal of the Society for Industrial and Applied Mathematics*, 11(2), 431-441. <https://doi.org/10.1137/0111030>
- Mateus, M., Pina, P., Coelho, H., Neves, R., y Leitao, P. C. (2013). Faecal pollution modelling as a management tool in coastal areas: A case study in Estoril, Portugal. En M. Mateus, y R. Neves (Eds.), *Ocean modelling for coastal management-Case studies with MOHID*. (pp. 83-95). Lisboa, Portugal: IST Press. DOI: 10.13140/2.1.4243.1049
- Matsumoto, J., y Omura, T. (1980). Some factors affecting the survival of fecal indicator bacteria in sea water. *Technical Reports, Tohoku University*. 45, 169-184. Recuperado de [https://www.researchgate.net/publication/290798659\\_SOME\\_FACTORS\\_AFFECTING\\_THE\\_SURVIVAL\\_OF\\_FECAL\\_INDICATOR\\_BACTERIA\\_IN\\_SEA\\_WATER](https://www.researchgate.net/publication/290798659_SOME_FACTORS_AFFECTING_THE_SURVIVAL_OF_FECAL_INDICATOR_BACTERIA_IN_SEA_WATER)
- Metcalf y Eddy, Inc. (1991). *Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse*. New York, USA: Mc. Graw-Hill.
- Moctezuma, I., Chapa, C., y Galicia, M. M. (2012). Simulation of Pollutant Dispersion at Puerto Escondido, Oaxaca, México. *IEEE Latin America Transactions*, 10(5), 2191-2194. 10.1109/TLA.2012.6362365
- Moore, B. C., Martínez, E., Gay, J. M., y Rice, D. H. (2003). Survival of *Salmonella enterica* in freshwater and sediments and transmission by the aquatic Midge *Chironomus tentans* (Chironomidae: Diptera). *Applied and Environmental Microbiology*, 69(8), 4556-4560. 10.1128/AEM.69.8.4556-4560.2003
- Moreno Navas, J., Telfer, T. C., y Ross, L. G. (2011). Application of 3D hydrodynamic and particle tracking models for better environmental management of finfish culture. *Continental Shelf Research*, 31(6), 675-684. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2011.01.001>
- Munn, C. B. (2006). Pathogens in the Sea: An Overview. En Belkin, S. y R. R. Colwell (Eds.), *Oceans and Health: Pathogens in the Marine Environment* (pp. 1-28). USA: Springer. Doi:10.1007/0-387-23709-7\_1
- Noble, R. T., Moore, D. F., Leecaster, M. K., McGee, C. D., y Weisberg, S. B. (2003). Comparison of total coliform, fecal coliform, and enterococcus bacterial indicator

- response for ocean recreational water quality testing. *Water Research*, 37(7), 1637-1643. DOI: 10.1016/S0043-1354(02)00496-7
- Norat, R. J, Méndez, L. P., Hernández, D. E. A., y Cordero, R. L. (2011, noviembre 16-18). *El impacto de los pozos sépticos en la calidad de agua y los arrecifes de coral en la Reserva Marina de Tres Palmas (Rincón-Puerto Rico)*. Documento presentado en IX Congreso Regional para Norteamérica y el Caribe sobre ingeniería sanitaria y ambiental- Región I de AIDIS: Retos ambientales y oportunidades en Norte América y el Caribe, San Juan, Puerto Rico: AIDIS. Recuperado de [www.geofocus.org/index.php/geofocus/article/view/239/89](http://www.geofocus.org/index.php/geofocus/article/view/239/89)
- Olson, B. H. (1978). Enhanced accuracy of coliform testing in seawater by a modification of the Most Probable Number method. *Applied and Environmental Microbiology*. 36(3), 438-444. Recuperado de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC243066/pdf/aem00212-0050.pdf>
- Ortíz-Hernández, M. C., y Sáenz-Morales, R. (1999). Effects of organic material and distribution of fecal coliforms in Chetumal Bay, Quintana Roo, México. *Environmental Monitoring and Assessment*, 55(3), 423-434. <https://doi.org/10.1023/A:1005939100154>
- Ortíz, J. S. (2010). Modernización y ampliación del puerto de Veracruz y su impacto en la economía mexicana. *Revista Exploratoris*, 1, 1-16. Recuperado de <http://www.academiajournals.com/exploratoris/>
- Ortíz-Lozano, L., Espejel, I., Granados-Barba, A., y Arceo, P. (2007). A functional and integrated approach of methods for the management of protected marine areas in the Mexican Coastal Zone. *Ocean & Coastal Management*, 50(5-6), 379-391. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2006.12.001>
- Ortíz-Lozano. (2012). Identification of priority conservation actions in marine protected areas: Using a causal networks approach. *Ocean & Coastal Management*, 55, 74-83. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.10.013>
- Ortíz-Lozano, L., Pérez-España, H., Granados-Barba, A., González-Gándara, C., Gutiérrez-Velázquez, A., y Martos, J. (2013). The Reef Corridor of the Southwest Gulf of Mexico: Challenges for its management and conservation. *Ocean & Coastal Management*, 86, 22-32. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.10.006>

- Paruch, A. M., y Maehlum, T. (2012). Specific features of *Escherichia coli* that distinguish it from coliform and thermotolerant coliform bacteria and define it as the most accurate indicator of faecal contamination in the environment. *Ecological Indicators*, 23, 140-142. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.026>
- Patterson, L. K., Porter, W. J., Ritchie, B. K., Polson, W. S., Mueller, E., Peters, C. E., Santavy, L. D., y Smith, W. G. (2002). The etiology of white pox, a lethal disease of the Caribbean elkhorn coral, *Acropora palmata*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 99(13), 8725-8730. <https://doi.org/10.1073/pnas.092260099>
- Pierini, O. J., Streitenberger, E. M., y Baldini, D. M. (2012). Evaluation of faecal contamination in Bahía Blanca estuary (Argentina) using a numerical model. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 47(2), 193-202. DOI: 10.4067/S0718-19572012000200003
- Pommepuy, M., Hervio-Heath, D., Caprais, M. P., Gourmelon, M., Le Saux, J. C., y Le Guyader, F. (2006). Fecal contamination in coastal areas: An engineering approach. En S. Belkin, y R. R. Colwell (Eds.), *Oceans and Health Pathogens in the Marine Environment* (pp. 331-359). USA: Springer. [https://doi.org/10.1007/0-387-23709-7\\_14](https://doi.org/10.1007/0-387-23709-7_14)
- Quiñones-Ramírez, E. I., Vázquez-Salinas, C., Pedroche, F. F., Moreno-Sepúlveda, L., y Rodas-Suárez, O. R. (2000). Presencia de los géneros *Vibrio* y *Salmonella*, y detección de coliformes fecales en almejas del Golfo de México. *Hidrobiológica*, 10(2), 131-138. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/hbio/v10n2/v10n2a8.pdf>
- Reyna-González, C. P., Bello-Pineda, J., Ortíz-Lozano, L., Pérez-España, H., Arceo, P., y Brenner, J. (2014). Incorporating expert knowledge for development spatial modeling in assessing ecosystem services provided by coral reefs: A tool for decision-making. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 49(2), 279-292. DOI10.40677S0718-19572014000200008
- Rheinheimer, G. (1992). *Aquatic Microbiology*. New York, USA: Jhon Wiley & Sons.
- Riveron-Enzastiga, M. L., Carbajal, N., y Salas-Monreal, D. (2016). Tropical coral reef system hydrodynamics in the western Gulf of Mexico. *Scientia Marina*, 80(2), 237-246. DOI: 10.3989/scimar.04259.15B

- Rhodes, M. W., y Kator, H. (1988). Survival of *Escherichia coli* and *Salmonella* spp. in estuarine environments. *Applied and Environmental Microbiology*, 54(12), 2902-2907. Recuperado de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC204402/pdf/aem00117-0028.pdf>
- Rozen, Y., y Belkin, S. (2001). Survival of enteric bacteria in seawater. *FEMS Microbiology Reviews*, 25(5), 513-529. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2001.tb00589.x>
- Salas-Monreal, D., Salas-de-León, D. A., Monreal-Gómez, M. A., y Riverón-Enzástiga, M. L. (2009). Current rectification in a tropical coral reef system. *Coral Reefs*, 28, 871. <https://doi.org/10.1007/s00338-009-0521-9>
- Salas-Monreal, D., Salas-Pérez, J. J., Granados-Barba, A., y Ortiz-Lozano, L. D. (2015). Agentes de forzamiento y su relación con la oceanografía del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. *E-BIOS*, 2(9), 1-11. Recuperado de [https://www.researchgate.net/publication/285228432\\_Agentes\\_de\\_forzamiento\\_y\\_su\\_relacion\\_con\\_la\\_oceanografia\\_del\\_Parque\\_Nacional\\_Sistema\\_Arrecifal\\_Veracruzano](https://www.researchgate.net/publication/285228432_Agentes_de_forzamiento_y_su_relacion_con_la_oceanografia_del_Parque_Nacional_Sistema_Arrecifal_Veracruzano)
- Salas-Pérez, J. J., y Arenas-Fuentes, V. (2011). Winter water mass of the Veracruz Reef System. *Atmósfera*, 24(2), 221-231. Recuperado de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0187-62362011000200005](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-62362011000200005)
- Salas-Pérez, J. J., Vargas-Hernández, J.M., Arenas-Fuentes, V., y Balderas Cruz, P. (2007). Trayectoria de masas de agua en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano y modelos numéricos: circulación de verano. En A. Granados-Barba, L. Abarca-Arenas, y J. M. Vargas-Hernández (Eds.), *Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano* (pp. 17-26). Campeche, México: Universidad Autónoma de Campeche.
- Salas-Pérez, J. J., y Granados-Barba, A. (2008). Oceanographic characterization of the Veracruz Reef System. *Atmósfera*, 21(3), 281-301. <http://www.ejournal.unam.mx/atm/Vol21-3/ATM002100305.pdf>
- Salas-Pérez, J. J., Salas-Monreal, D., Arenas-Fuentes, V. E., Salas-de-León, D. A., y Riverón-Enzastiga, M. L. (2008). Tidal characteristics in a coral reef system from the western Gulf of Mexico. *Ciencias Marinas*, 34(4), 467-478. <http://www.scielo.org.mx/pdf/ciemar/v34n4/v34n4a6.pdf>

- Schippmann, B., Schernewski, G., Gräwe, U., Burchard, H., y Walczykiewicz, T. (2013). A model tool for bathing water quality management: A case study on *Salmonella* occurrence at the southern Baltic coast. *Ocean & Coastal Management*, 82, 71-84. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.05.006>
- Schoeffield, A. J., y Williams, H. N. (1990). Efficiencies of recovery of bdellovibrios from brackish-water environments by using various bacterial species as prey. *Applied and Environmental Microbiology*, 56(1), 230-236. Recuperado de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC183289/#>
- Seiler, M. N. L., Fernandes, L. E. H., Martins, F., y Abreu, P. C. (2015). Evaluation of hydrologic influence on water quality variation in a coastal lagoon through numerical modeling. *Ecological Modelling*, 314, 44-61. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.07.021>
- SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social), 1992. Decreto que modifica al diverso por el que se declara Área Natural Protegida, con el carácter de Parque Marino Nacional, la zona conocida como Sistema Arrecifal Veracruzano, ubicada frente a las costas de los municipios de Veracruz, Boca del Río y Alvarado del Estado de Veracruz Llave, con una superficie de 52,238-91-50 hectáreas. Decreto Oficial. Diario Oficial, 24 de agosto de 1992 (pp. 6-15). Recuperado de <http://www.dof.gob.mx/index.php?year=1992&month=08&day=24>
- SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social), 1994. Decreto por el que se reforma el artículo sexto del diverso que declara área natural protegida con el carácter de Parque Marino Nacional, la zona conocida como Sistema Arrecifal Veracruzano, Ubicada en el Estado de Veracruz Llave. Decreto Oficial. Diario Oficial, 25 de noviembre de 1994. (p. 48). Recuperado de <http://dof.gob.mx/index.php?year=1994&month=11&day=25>
- SEMARNAP (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca), 1997. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996. Diario Oficial, 6 de enero de 1997. (pp. 68-24). Recuperado de <http://dof.gob.mx/index.php?year=1997&month=01&day=06>
- SEMARNAP (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca), 1998. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales



- tratadas que se reusen en servicios al público. Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997. Diario Oficial, 21 de septiembre de 1998. (pp. 17-36). Recuperado de <http://dof.gob.mx/index.php?year=1998&month=09&day=21>
- Sousa, M. C., Vaz, N., Alvarez, I., Gomez-Gesteira, M., y Dias, J. M. (2014). Modeling the Minho River plume intrusion into the Rias Baixas (NW Iberian Peninsula). *Continental Shelf Research*, 85, 30-41. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2014.06.004>
- Stumpf, C. H., Piehler, M. F., Thompson, S., y Noble, R. T. (2010). Loading of fecal indicator bacteria in North Carolina tidal creek headwaters: Hydrographic patterns and terrestrial runoff relationships. *Water Research*, 44, 4704-4715. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.004>
- Sutherland, K., Porter, J., Turner, J., Thomas, B., Looney, E., Luna, T., Meyers, M., y Lipp, E. (2010). Human sewage identified as likely source of white pox disease of the threatened Caribbean elkhorn coral, *Acropora palmata*. *Environmental Microbiology*, 12(16), 1122–113. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.004>
- Tironi-Silva, A., Marin, V. H., y Delgado, L. E. (2014). Un modelo hidrodinámico 3D del humedal del río Cruces: Cálculo del tiempo de residencia utilizando MOHID. *Aqua-LAC*, 6(2), 50-57. Recuperado de [http://www.academia.edu/8167582/UN\\_MODELO\\_HIDRODIN%3%81MICO\\_3D\\_DEL\\_HUMEDAL\\_DEL\\_RIO\\_CRUCES\\_C%3%81LCULO\\_DEL\\_TIEMPO\\_DE\\_RESIDENCIA\\_UTILIZANDO\\_MOHID](http://www.academia.edu/8167582/UN_MODELO_HIDRODIN%3%81MICO_3D_DEL_HUMEDAL_DEL_RIO_CRUCES_C%3%81LCULO_DEL_TIEMPO_DE_RESIDENCIA_UTILIZANDO_MOHID)
- Thomann, R. V., y Mueller, J. A. (1987). *Principles of Surface water quality modeling and control*. New York, USA: Harper Collins Publishers.
- Valdez-Rocha, V., y Ortiz-Lozano, L. (2013). Spatial and temporal effects of port facilities expansion on the surface area of shallow coral reefs. *Environmental Management*, 52(1), 250-260. DOI: 10.1007/s00267-013-0098-5
- Velarde-González, M. E., Martínez-Villasis, A., y Gallardo-del-Ángel, J. C. (2007). Las aves del sistema arrecifal veracruzano. En A. Granados-Barba, L. Abarca-Arenas, y J. M. Vargas-Hernández (Eds.), *Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano* (pp. 27-50). Campeche, México: Universidad Autónoma de Campeche.

- Wright, M. E., Solo-Gabriele, H. M., Elmir, S., y Fleming, L. E. (2009). Microbial Load from Animal Feces at a Recreational Beach. *Marine Pollution Bulletin*, 58(11), 1649-1656. doi: 10.1016/j.marpolbul.2009.07.003
- Zavala-Hidalgo, J., Morey, L. S., y O'Brien, J. J. (2003). Seasonal circulation on the western shelf of the Gulf of Mexico using a high-resolution numerical model. *Journal of Geophysical Research*, 108(C12), 3389-3407. <https://doi.org/10.1029/2003JC001879>
- Zavala-Hidalgo, J., Romero-Centeno, R., y Mateo-Jasso, A. (2014). The response of the Gulf of Mexico to wind and heat flux forcing: What has been learned in recent years? *Atmósfera*, 27(3), 317-334. [https://doi.org/10.1016/S0187-6236\(14\)71119-1](https://doi.org/10.1016/S0187-6236(14)71119-1)

## ANEXO

### I Máximos permisibles y niveles recomendados de coliformes totales y fecales

Cuadro 1. Máximos permisibles y recomendables de coliformes totales y fecales en agua en la Unión Europea y EUA.

ORGANISMO	COL. TOT. (CFU/100 ml)	COL. FEC. (CFU/100 ml)
Unión Europea (máximo permisible)	10,000	2,000
Unión Europea (nivel recomendable)	500	100
U.S. Environmental Protection Agency (máximo permisible)		235
U.S. Environmental Protection Agency (media geométrica en estado estacionario)		126

Cuadro 2. Máximos permisibles de coliformes fecales en agua en México, todos los valores están en NMP/100 ml.

NORMA y LEY	Contacto directo al público y riego agrícola	Protección de la vida acuática en aguas costera y estuarios
NOM-001-SEMARNAT-1996	1000	
NOM-003-SEMARNAT-1997	240	
Ley Federal de Derechos de la CNA	240	1000