



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
AMBIENTAL – AGUA

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA PARA USO RECREATIVO DE LA PLAYA
TAMARINDOS UBICADA EN ACAPULCO, GUERRERO

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERÍA

PRESENTA:
QFB. ARROYO GARCÍA OSCAR DAVID

TUTOR
DR. ENRIQUE CÉSAR VALDEZ
PROFESOR DE TIEMPO COMPLETO DE LA FACULTAD DE INGENIERÍA

COMITÉ TUTOR
DRA. ANNE M. HANSEN HANSEN, INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA
DR. VÍCTOR M. LUNA PABELLO, FACULTAD DE QUÍMICA

CIUDAD DE MÉXICO, ENERO DE 2017

JURADO ASIGNADO:

Presidente: (Dra. Hansen Hansen Anne)
Secretario: (Dr. Luna Pabello Víctor Manuel)
1er. Vocal: (M. I. Menéndez Martínez Carlos Manuel)
2 do. Vocal: (Dra. Chávez Mejía Alma Concepción)
3 er. Vocal: (Dr. César Valdez Enrique)

Lugar donde se realizó la tesis: Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Laboratorio.

TUTOR DE TESIS:

Enrique César Valdez

FIRMA

Índice

RESUMEN	10
1. INTRODUCCIÓN	12
1.1 Justificación	15
1.2 Objetivos	19
1.2.1 Objetivo general	19
1.2.2 Objetivos particulares	19
1.3 Alcances	20
2. ANTECEDENTES	22
3. DESCRIPCIÓN-DE LA ZONA DE ESTUDIO	30
3.1. Características generales del medio natural y socioeconómico de la zona de estudio	31
3.1.1. Rasgos físicos	31
3.1.2 Localización	32
3.1.3 Climatología	33
3.1.3.1. Temperatura del aire	34
3.1.3.2. Lluvia	35
3.1.4 Geomorfología y geología general	38
3.1.4.1. Orografía	38
3.1.4.2 Geomorfología general	39
3.1.4.3. Hidrología	40
3.1.5 Características del medio socioeconómico de la zona de estudio	40
Actividades económicas	
3.2. Condiciones generales de la playa tamarindos	43
3.2.1. Estado del cielo	43
3.2.2. Velocidad y dirección de la corriente	44
3.2.3. Datos fisicoquímicos 2013-2015	45
3.2.4. Estructura termohalina	45
3.2.5. Perfiles de playa	47
4. MARCO TEÓRICO	48
4.1 Evaluación de la calidad del agua marina para uso recreativo	48
4.1.1 Sistema costero	48
4.1.2 Índice de calidad del agua marina	51
4.2. Microorganismos indicadores de contaminación fecal en playas para	54

uso recreativo	
4.2.1. Microorganismos indicadores para la evaluación de la calidad del agua en playas-	55
4.2.2. Comportamiento de los microorganismos indicadores en el ambiente acuático	57
4.2.3. Género <i>enterococcus</i>	58
4.3. Evaluación de riesgo a la salud	59
4.3.1 El concepto de evaluación del riesgo	60
4.3.2 El proceso de evaluación del riesgo	61
4.3.3 Evaluación de riesgos microbiológicos	64
5. METODOLOGÍA	68
5.1. Reconocimiento general del problema de contaminación en la zona de estudio	70
5.1.1. Delimitación del parteaguas de las cuencas hidrológicas con influencia en la playa	73
5.1.2. Población	80
5.1.3. Industrias	80
5.1.4. Regiones agrícolas	81
5.2. Localización de fuentes de contaminación	81
5.3. Muestreo y mediciones de campo y laboratorio	81
5.3.1. Consideraciones preliminares	81
5.3.2. Actividades generales en la playa	83
5.3.3. Plan de muestreo	83
5.3.3.1 <i>Tipo de muestreo</i>	83
5.3.3.2 Selección de sitios de muestreo	84
5.3.3.3 Criterios para la toma de muestra	86
5.3.3.4 Procedimiento general de la toma de muestras	87
5.3.3.5. Preservación y almacenamiento de las muestras	88
5.3.4. Mediciones en campo y laboratorio	88
5.3.4.1 Mediciones realizadas en campo	89
5.3.4.1.4 Olor	89
5.3.4.1.5 Carga de bañistas	90
5.3.4.1.6 Posibles fuentes de contaminación	90
5.3.4.1.7 Elementos flotantes y cantidad de elementos en la playa (arena de playa)	90
5.3.4.1.8 Presencia de vida silvestre y animales domésticos	90
5.3.4.1.9 Animales muertos en la playa	91
5.3.4.1.10 Análisis de datos	91

5.4. Evaluación de la calidad del agua y estimación del riesgo a la salud de los usuarios de la playa	91
5.4.1 Mediciones en el laboratorio	91
5.4.2 Parámetros microbiológicos	92
5.4.2.1 <i>Enterococos</i>	92
5.4.2.2 Coliformes fecales	92
5.4.3 Parámetros fisicoquímicos	92
5.4.3.1 Demanda química de oxígeno (DQO)	92
5.4.3.2 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	92
5.4.3.3 Dureza	93
5.4.3.4 Sólidos suspendidos totales (SST)	93
5.5 Cálculo del índice de calidad del agua (ICA)	93
5.6 Estimación del riesgo a la salud de los usuarios de la playa	96
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	97
6.1. Reconocimiento general del problema de contaminación en la zona de estudio	97
6.1.2. Población	101
6.2. Fuentes de contaminación	102
6.3. Resultados del trabajo de campo y laboratorio	110
6.3.1 Determinaciones <i>in-situ</i>	111
6.3.1.2 Olor	113
6.3.1.3 Carga de bañistas	113
6.3.1.4 Elementos flotantes y cantidad de elementos en la playa (arena de playa)	114
6.3.1.5 Presencia de la vida silvestre y animales domésticos	114
6.3.1.6. Animales muertos en la playa	116
6.3.2. Evaluación de la calidad del agua y estimación del riesgo a la salud de los usuarios: Parámetros analizados en el laboratorio	116
6.3.2.1. Parámetros microbiológicos. Determinación de <i>Enterococos</i>	116
6.3.2.2. Coliformes fecales	119
6.3.2.3. Demanda Química de Oxígeno (DQO)	121
6.3.2.4. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	124
6.3.2.5. Dureza	128
6.3.2.6. Sólidos Suspendidos Totales (SST)	130
6.4 Índice de la calidad del agua	132
6.5 Estimación del riesgo a la salud de los usuarios de la playa	137
7 CONCLUSIONES	141

7.1 Recomendaciones	142
8. REFERENCIAS	144
ANEXO I	157

Lista de Tablas

Tabla 2.1. Uso de diferentes microorganismo indicadores.	23
Tabla 3.1 Condiciones del cielo según la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de los Estados Unidos (NOAA), (EPA, 2013).	43
Tabla 4.1 Parámetros empleados para el cálculo del ICA.	52
Tabla 4.2. Géneros: <i>Enterococcus</i> y <i>Streptococcus</i> las especies de origen fecal o intestinal.	59
Tabla 4.3. Factores de exposición estándar de la EPA	63
Tabla 4.4 Tasas de casos de letalidad para virus entéricos y bacterias	65
Tabla 4.5 parámetros dosis-respuesta con un mejor ajuste en estudios de la ingesta de patógenos entéricos.	66
Tabla 5.1. Clasificación de una red de una cuenca con base en su magnitud.	76
Tabla 5.2. Coordenadas geográficas de los sitios de muestreo.	85
Tabla 5.3 Parámetros analizados en campo y en el laboratorio	89
Tabla 5.4. Cantidades empleadas para preparar 10 L de agua de mar sintética	92
Tabla 5.5. Pesos relativos de cada parámetro empleado para el cálculo del ICA	94
Tabla 5.6 Clasificación de la calidad del agua, de acuerdo al ICA.	95
Tabla 6.1. Resultados de la calidad microbiológica del agua en playa Hornos, de enero del 2013 a junio del 2015.	100
Tabla 6.2. Consumo de agua potable, producción de agua residual y carga orgánica, de acuerdo al número de habitantes.	102
Tabla 6.3. Principales establecimientos comerciales y de servicios públicos en cada subcuenca	106
Tabla 6.4. Consumo de agua potable de acuerdo al tipo de establecimientos	108
Tabla 6.5 Parámetros determinados <i>in situ</i> y en el laboratorio	110
Tabla 6.6. Resultados de los parámetros obtenidos <i>in situ</i> correspondientes a la primera campaña de muestreo (estiaje).	112
Tabla 6.7. Resultados de los parámetros obtenidos <i>in situ</i> correspondientes a la segunda campaña de muestreo (época de lluvias)	112
Tabla 6.8 Afluencia de bañistas en la playa Tamarindos	114
Tabla 6.9 Conteo de animales en la playa	115



Tabla 6.10. Resultados de <i>Enterococos</i> obtenidos en los dos muestreos	118
Tabla 6.11. Resultados del análisis de Coliformes fecales en los dos muestreos, los colores corresponden al índice de calidad del agua de cada muestra	120
Tabla 6.12. Resultados de DQO	122
Tabla 6.13. Niveles de contaminación de acuerdo a la concentración de DQO.	123
Tabla 6.14. Resultados de DBO.	125
Tabla 6.15. Relación DBO ₅ /DQO	127
Tabla 6.16. Resultados de dureza	129
Tabla 6.17. Resultados de sólidos de la primer campaña de muestreo	130
Tabla 6.18. Resultados de sólidos de la segunda campaña de muestreo	132
Tabla 6.19. Ámbitos empleados en el índice de la calidad del agua	133
Tabla 6.20. Resultados de ICA del primer muestreo, los colores representan los rangos del ICA, correspondientes a la Tabla6.20.	133
Tabla 6.21. Resultados de ICA del segundo muestreo, los colores representan los rangos del ICA, correspondientes a la Tabla6.20.	134
Tabla 6.22. Índice de calidad del agua general para cada sitio de muestreo.	135
Tabla 6.23. ICA de los tres sitios de muestreo de la CONAGUA, del 2012 al 2015.	136
Tabla 6.24. Resultados de <i>E. coli</i> del segundo muestreo	138
Tabla 6.25. Resultados y variables empleadas en el modelo Beta-Poisson.	139

Lista de Figuras

Figura 3.1. Localización del sitio de estudio, Playa Tamarindos, Bahía de Santa Lucía, municipio de Acapulco, Guerrero.	31
Figura 3.2. Localización de la cuenca del Arroyo Aguas Blancas (naranja) y del río Camarón (morado), la línea roja ejemplifica la ubicación de la playa Tamarindos, la localización de la estación climatológica 12142 del Sistema Meteorológico Nacional (SMN).	33
Figura 3.3. Temperaturas del estado de Guerrero del año 2015 (SMN, 2016).	34
Figura 3.4. Temperaturas registradas por la estación climatológica 12142 (SMN, 2016).	35
Figura 3.5. Precipitación pluvial en el estado de Guerrero, 2014-2016 (SMN, 2016).	37
Figura 3.6 Precipitación pluvial de la estación climatológica 12142 del año 2015 (SMN, 2016).	38
Figura 5.1. Diagrama de flujo de la secuencia de actividades realizadas	69

como parte de la metodología.	
Figura 5.2. Trazo general de la red de alcantarillado en las cuencas de los Ríos Camarón (Este) y Arroyo Aguas Blancas (Oeste), Municipio de Acapulco, Guerrero.	71
Figura 5.3 Sitios encontrados en la revisión del plano de alcantarillado sanitario de Acapulco, donde se observa que no existe conexión de pozos de visita común a la red de alcantarillado municipal.	72
Figura 5.4. Perfil de elevación de la ciudad de Acapulco.	74
Figura 5.5. Delimitación de las cuencas de los cauces del Arroyo Aguas Blancas (color anaranjado) y del Río Camarón (color morado).	75
Figura 5.6. a) Perfil de elevación del Río Camarón y b) perfil de elevación del Arroyo Aguas Blancas (SIALT, INEGI 2016).	77
Figura 5.7. Localización de la planta de tratamiento de aguas residuales Aguas Blancas (triangulo amarillo), AGEB 0369.	77
Figura 5.8 a) Localización de la playa Olvidada y de colectores sanitarios que se encuentran en las cuencas de estudio b) Localización de la PTAR y cárcamos empleados para la recolección de agua residual para la PTAR Aguas Blancas.	79
Figura 5.7. Ubicación de los cuatro sitios de muestreo.	86
Figura 5.8. Imágenes de las descargas de cauces en la Paya Tamarindos, a) Río Camarón b) Arroyo Aguas Blancas.	98
Figura 6.1. Zonas sin alcantarillado (área elevada de las cuencas)	99
Figura 6.2. Localización del punto de muestreo del Programas Playas Limpias en 2003, que corresponde a la zona de estudio.	104
Figura 6.3. Domicilios en las márgenes de los cauces y descargas directas al cauce del Río Camarón: a) Cercanía de las viviendas al cauce del río, b) Posible descarga directa al Arroyo Aguas Blancas c) Cercanía de las viviendas al cauce del río y un tubo sobre el cauce del río (ovalo rojo) d) Basura sobre el cauce del Arroyo Aguas Blancas e) Descarga directa al cauce del río f) Descarga directa al arroyo g) Registro dentro del cauce del río h) Cercanía de las viviendas al cauce del río.	104
Figura 6.4. Localización de los establecimientos comerciales y de servicios públicos en el área de las subcuencas en estudio.	105
Figura 6.5 Establecimiento de lavado de autos sobre el cauce del Río Camarón, a menos de 200 m de la playa Tamarindos.	109
Figura 6.6. Clasificación de fuentes de contaminación no domésticas, de mayor a menor carga orgánica.	110

Lista de Ecuaciones

Ecuación 4.1. Beta-Poisson	66
Ecuación 5.1: índice de la calidad del agua	94

RESUMEN

La calidad del agua en las playas está relacionada con diversos factores ambientales y económicos, dada la importancia que tienen las playas en el ámbito turístico a nivel nacional e internacional. La contaminación del agua para uso recreativo es un problema crónico principalmente en los países en vías de desarrollo, la contaminación microbiológica afecta a los bañistas produciendo diversas enfermedades, debido a las descargas que se vierten a los ecosistemas acuáticos.

La calidad de las aguas costeras utilizadas con fines recreativos se ha regulado mediante la medición de las concentraciones de microorganismos indicadores. En México el límite máximo permisible para considerar una playa apta para uso recreativo, establecido por la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS), es 200 *Enterococos* (NMP/100mL).

La ciudad de Acapulco en el estado de Guerrero, constituye uno de los centros turísticos más importantes de nuestro país. El municipio de Acapulco no sostiene una producción agropecuaria o industrial significativa, su actividad turística es la principal fuente de ingresos de la zona.

Diversas playas de esta ciudad han sido catalogadas como no aptas de acuerdo al Programas Playas Limpias por sus altas concentraciones de *Enterococos* (mayores a 200 NMP/100 mL), influenciado por diversos factores como; descargas puntuales, no puntuales o arrastre de contaminantes en la zona.

En virtud de lo anterior, el objetivo de la presente tesis fue realizar el inventario de fuentes de contaminación y evaluar la calidad del agua de una playa para uso recreativo considerando el riesgo a la salud de los usuarios debido a los microorganismos indicadores en una playa de la bahía de Santa Lucía de Acapulco, Guerrero, mediante el análisis de los microorganismos indicadores de contaminación (*Enterococos*) y otros parámetros microbiológicos (Coliformes fecales y *Escherichia coli*) y fisicoquímicos (conductividad, salinidad, pH, oxígeno disuelto, porcentaje de oxígeno disuelto, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno, sólidos suspendidos totales y dureza). Los muestreos se realizaron en la playa Tamarindos, que es un segmento de la playa Hornos. Los criterios de selección de esta playa fueron sus antecedentes de contaminación, cercanía a la Ciudad de México, existencia de descargas de aguas pluviales y de aguas residuales. Para el análisis de la playa se dividió en 4 sitios equidistantes y se tomaron muestras en 3 horarios igualmente espaciados a lo largo de la jornada

de uso de la playa (9, 13 y 17 horas), los muestreos fueron el 1 de julio, 25 y 26 de octubre, para cada horario y lugar se recolectaron 5 muestras y se determinaron 13 parámetros diferentes para cada sitio. Para determinar la calidad microbiológica del agua de mar se siguió la metodología del sustrato cromogénico (NMX-120-SCFI-2006) y metodologías establecidas en normas mexicanas para los análisis fisicoquímicos y microbiológicos. Por otro lado se determinó la presencia de *Escherichia coli* (COFEPRIS, 2016, técnica CCAYAC-M-004/11), con el propósito de estimar el riesgo a la salud potencial de los usuarios mediante el modelo matemático Beta-Poisson. La playa estudiada rebasó los límites máximos permisibles de *Enterococos* en la época de lluvias, destacando que a las 9 horas se presentaron los niveles máximos de contaminación. Casi todos los sitios de mayormente contaminados coincidieron con las descargas ubicadas en la playa. Estos resultados demuestran la importancia de realizar un monitoreo continuo que represente la calidad del agua para adoptar las medidas de seguridad pertinentes para los usuarios de la misma, como la clausura temporal de la playa e informar a los usuarios en el caso de ser catalogada como no apta.

1. INTRODUCCIÓN

Además de ser fuente de alimento, empleo, recreación y vivienda, las costas son la primera defensa contra desastres y peligros naturales (Stewart *et al.*, 2008). Debido a la creciente población en las zonas costeras, en todo el mundo está aumentando la presión y el deterioro en las zonas tierra/océano (Knap *et al.*, 2002). Entre el 70 y el 80% de la población mundial (aproximadamente 3.6 billones de personas) se ubica en las costas o cerca de ellas, y se espera que en los próximos 25 años el número de personas cercanas a las costas se duplique (Liebens *et al.*, 2006, Silva, 2011).

La República Mexicana cuenta con una extensión de 11522 km de línea de costa, 7828 km corresponden a la costa del Pacífico y 3294 km al Golfo de México y Mar Caribe (INEGI, 2011). La extensión de litoral mexicano ha sido determinante en el desarrollo turístico, ya que la diversidad en su composición natural, tipo de arena, oleaje, fauna marina y clima crean las condiciones para satisfacer las expectativas de los segmentos turísticos de playa. En el año 2015 el sector turístico aportó al país el 8.3% del producto interno bruto (INEGI 2015).

Se ha identificado que diversas actividades económicas, como el turismo, industria, etc., y fuentes contaminantes específicas, son potencialmente perjudiciales a la calidad ambiental, social y económica de las zonas costeras (UNEP, 2001). La Convención de Naciones Unidas en la Ley del Mar define *contaminación* como “la introducción por el hombre, directa o indirectamente, de sustancias o energía en el ambiente marino incluyendo estuarios, que producen efectos dañinos a la salud humana, impiden las actividades marinas, incluyendo pesca y otros usos del mar, causan deterioro de la calidad del agua de mar y menoscabo de los lugares de esparcimiento” (ONU, 2002; Silva, 2011).

La cantidad y diversidad de contaminantes está aumentando y en su distribución global influyen características regionales (alimentación y costumbres). La mayoría de estas sustancias, presentes en desechos y descargas de industrias locales, tienen consecuencias adversas, principalmente en los ecosistemas acuáticos, como son: disminución de las especies, varias patologías entre peces y otros organismos, envenenamiento o enfermedades entre personas, degradación de ecosistemas costeros, floración inusual de algas, etc. (Bayona *et al.*, 2002).

El creciente interés mundial por la contaminación marina se debe a su impacto en la salud pública (Abdelraouf *et al.*, 2006). Muchos países cuentan con programas de vigilancia basados en el monitoreo de los parámetros de calidad del agua para los criterios de protección de flora, fauna marina y contacto primario (recreación y

baño). Para el monitoreo se utilizan “valores límite”, tanto en los cuerpos de agua receptores como en las descargas (límites de vertimiento), cuando existen. La mayoría de estos valores límite están reglamentados y derivan de guías de calidad de agua dulce. En pocos casos se cuenta con guías de calidad de agua costera (Escobar, 2002).

Varias regiones del mundo carecen de datos suficientes para evaluar las tendencias de impacto de origen antrópico. No es una tarea sencilla y se requiere de una inversión importante para disponer de registros con datos confiables. Si se realizaran estudios sanitarios de las playas anualmente, serían la base para el conocimiento adecuado de las fuentes contaminantes, impactos y tendencias en una región (Sánchez *et al.*, 2009).

El avance de las certificaciones de calidad turística en el mundo ha motivado el interés de las autoridades del sector y de los prestadores de servicios por conocer las características ambientales de las playas (Botero *et al.*, 2008). Sin embargo, estas certificaciones sólo consideran los indicadores necesarios para catalogar la calidad de aguas de baño y omiten otros de importancia similar, como el agua de sus zonas turísticas (Yepes, 2003).

La mayoría de los valores límite utilizados en la normatividad para el control de la contaminación, tanto de aguas dulces como en las pocas que existen con relación a las aguas costeras, provienen de reglamentos de países desarrollados, por lo que no se considera el efecto que tienen las diferencias de clima en el comportamiento de los contaminantes, en aspectos tales como su toxicidad, persistencia y velocidad de acumulación (Escobar, 2002).

Para determinar la calidad microbiológica de los ecosistemas acuáticos se utilizan bacterias indicadoras de contaminación fecal. Entre las bacterias más utilizadas están *Enterococos* y Coliformes fecales y totales (Brymukama *et al.*, 2005, Parker *et al.*, 2010). El empleo de estas bacterias para evaluar la calidad del agua ha sido aceptado en países de clima templado (Brymukama *et al.*, 2005, Parker *et al.*, 2010). Las bacterias fecales, tales como *Escherichia coli*, mueren en aguas templadas debido a la temperatura, la disponibilidad de nutrientes y la depredación por protozoarios. Diversos estudios realizados en aguas tropicales han mostrado resultados cuestionables en cuanto a la factibilidad de considerar estos microorganismos para el monitoreo de la calidad de las aguas tanto en aguas tropicales como en aguas templadas (Staley *et al.*, 2012, Dorevitch *et al.*, 2010).

En virtud de lo anterior, se considera al género *Enterococcus* como el indicador bacteriológico más adecuado para evaluar la calidad de agua de mar para uso

recreativo, debido a su resistencia en condiciones adversas como niveles elevados de sales, pH y temperatura, entre otros factores. De manera natural están presentes en muchos organismos, incluidos los humanos, como parte de su microbiota intestinal.

En México por disposición oficial se monitorea la calidad del agua de las playas desde 2003. En ese año, empleando *Enterococos* como indicador, se realizaron análisis microbiológicos del agua en diferentes playas de 17 estados de la República, se consideraron 35 destinos turísticos incluyendo 226 playas. Se observó que en 30% de los destinos turísticos se excedió el límite máximo permisible de 200 NMP/100 mL de muestra (Miranda, 2010). Con estos antecedentes, en el 2003 se creó el Programa Integral de Playas Limpias y el Consejo Nacional de Playas Limpias, integrado por diversas dependencias y organismos desconcentrados del gobierno federal, además de los gobiernos estatales y municipales correspondientes, con el propósito principal de promover el saneamiento de las playas y las cuencas así como prevenir y corregir la contaminación para proteger y preservar las playas mexicanas (CONAGUA, 2010, Miranda, 2010).

No existía un protocolo nacional para determinar la calidad de agua para uso recreativo de contacto primario con el fin de brindar información confiable y oportuna a los usuarios de las playas, así como proteger al público de aguas contaminadas, por lo que en una acción coordinada por las Secretarías de Marina (SEMAR), del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), de Turismo (SECTUR) y de Salud (SS) a través de la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS), la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA), la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), así como Gobiernos estatales y municipales, y diversas organizaciones de la sociedad civil (CONAGUA, 2011), se establecieron protocolos para determinar, analizar y reportar la calidad del agua en las playas nacionales. El objetivo del Programa Playas Limpias es proteger la salud de los usuarios, mejorar la calidad ambiental de las playas nacionales y elevar los niveles de competitividad de los destinos turísticos mediante la realización de acciones coordinadas de los tres niveles de gobierno y los sectores privado, social y académico.

El Programa Playas Limpias incluye a 267 playas con 364 sitios de muestreo en 63 destinos turísticos de los 17 estados costeros, monitoreados por las autoridades sanitarias estatales de manera conjunta con la COFEPRIS (COFEPRIS, 2015).

En la mayor parte de las playas del país existe una o más de las siguientes fuentes de contaminación del agua de mar: drenajes pluviales, descargas de aguas residuales con y sin tratamiento previo, asentamientos irregulares carentes de infraestructura de saneamiento y actividades de comercio informal, así como gran afluencia de bañistas en algunas temporadas del año. La eliminación inadecuada de excretas, debido a la carencia o deficiencia del sistema de alcantarillado y tratamiento, está asociada a la contaminación del agua y causa numerosas enfermedades, tales como cólera, amebiasis, hepatitis, fiebre tifoidea y paratifoidea, entre otras (Chigor *et al.*, 2012), por lo que el agua marina puede contener una elevada concentración de microorganismos patógenos, tales como *Salmonella*, *Shigella*, *Staphylococcus aureus*, *Pseudomonas aeruginosa* y vibrio, entre otros (Chigor *et al.*, 2012, Rodríguez *et al.*, 1987).

La presente tesis aborda los principales aspectos relacionados con la calidad del agua en playas para uso recreativo, particularmente el potencial de exposición de los bañistas a la contaminación fecal y el consiguiente riesgo a la salud pública.

En este contexto, el término riesgo se refiere a la susceptibilidad del agua de la playa a la contaminación fecal, particularmente humana, y como consecuencia el incremento de efectos adversos a la salud pública debido a los patógenos, por este motivo se determinó el riesgo potencial a los usuarios empelando el indicador *E. coli* y el modelo Beta-Poisson. Como parte de la tesis se realizó el estudio sanitario de la Playa Tamarindos, localizada en el Municipio de Acapulco, Guerrero.

1.1 Justificación

La calidad de agua para uso recreativo en centros turísticos es un factor primordial para garantizar la protección de la salud de los usuarios. Estudios en agua marina y playas indican que las enfermedades asociadas con los bañistas, como son las de piel, digestivas y alteración de las mucosas, están directamente relacionadas con los niveles de contaminación fecal (Sánchez, 2012).

Los criterios de calidad microbiológica de aguas costeras para uso recreativo empleados en el PPL, se basan en los estudios realizados por la Organización Mundial de la Salud (OMS), en los cuales se define una serie de indicadores asociados con un aumento en la frecuencia de diferentes tipos de enfermedad (OMS, 1998), en función de los valores umbrales y de los niveles de efectos adversos (principalmente para gastroenteritis y otros efectos sobre la salud publicados en estudios epidemiológicos individuales), así como en las tasas de incidencia de enfermedades (derivadas de las curvas típicas de distribución de

enfermedades y de funciones de densidad de probabilidad para organismos indicadores).

De acuerdo con la OMS, el efecto en la salud humana (síntomas gastrointestinales y enfermedades respiratorias febriles agudas) por la calidad del agua recreativa, se puede conocer tomando como indicador el análisis de *Enterococos* fecales. El conocimiento de los niveles de estos microorganismos, brinda una base científica sólida para la asociación causa-efecto (COFEPRIS, 2015).

En este sentido, el criterio adoptado por la Secretaría de Salud es de 200 *Enterococos* NMP/100 mL como límite para definir que una playa es apta o no apta para uso recreativo, este límite estima un riesgo sanitario de entre 5 y 10% para enfermedades gastrointestinales y de entre 1.9 y 3.9% para enfermedades respiratorias febriles agudas, con base en los estudios presentados por la OMS.

En los muestreos realizados dentro del Programa Playas Limpias, los valores de *Enterococos* representan muestras puntuales y la media geométrica de seis muestras tomadas en el mismo punto de muestreo y cuya concentración de *Enterococos* está comprendida entre 10 y 24192 NMP/100 mL. El valor de 24192 NMP/ 100 mL estaría más de 120 veces por encima del valor límite establecido por el PPL para catalogar a una playa como apta.

De acuerdo con el PPL, la selección de los puntos de muestreo se basa en el conocimiento de las áreas de playas donde se realizan actividades recreativas con contacto primario y que cuentan con gran afluencia de bañistas. En playas con extensiones mayores a 500 m, se deberá definir al menos un punto de muestreo por cada 500 m, abarcando toda el área utilizada por los bañistas (COFEPRIS, 2015).

La frecuencia del muestro se divide en dos periodos: muestreo mensual y muestreo pre-vacacional. El muestreo mensual aplica a todas las Entidades Federativas que decidan realizar la vigilancia sanitaria de sus playas, durante todo el año. Consiste en tomar una muestra de agua de mar por duplicado, los primeros días de cada mes, durante los meses que no comprenden los períodos pre vacacionales, si en el resultado de la vigilancia mensual se observa que la calidad del agua se cataloga como NO APTA, se deben realizar muestreos semanales, hasta que las condiciones del agua se restablezcan.

El muestreo pre-vacacional es obligatorio para las 17 entidades federativas costeras del país, en los tres períodos pre vacacionales oficiales: semana santa, verano y decembrinas. Consiste en coleccionar muestras por duplicado, tres veces

por semana (lunes, martes y jueves, preferentemente), durante las dos semanas previas a cada período vacacional. El resultado de cada punto de muestreo será la media geométrica calculada a partir de los seis valores de *Enterococos* detectados en el período completo (COFEPRIS, 2015).

La Secretaría de Salud, por conducto de la COFEPRIS, es responsable de definir los criterios de vigilancia de playas, esto es, agua de mar para uso recreativo con contacto primario, además de definir la agenda anual de muestreo, compilar y evaluar los datos generados durante los muestreos y publicar la información en su página electrónica. En este sentido, una observación del autor es que el personal encargado de realizar dichas actividades no cuenta con información detallada de las zonas con mayores problemas de contaminación.

Otra observación que se considera pertinente es que el número de dependencias gubernamentales involucradas puede dar lugar a errores en la transmisión de información. Al respecto, las áreas de Protección contra Riesgos Sanitarios o Regulación Sanitaria de la Secretaría de Salud Estatal son responsables de realizar los muestreos para la vigilancia de playas, entregar las muestras al laboratorio para su análisis microbiológico y de enviar por escrito los resultados de cada muestreo, de acuerdo a la agenda anual, a la COFEPRIS y a la Secretaría de Salud Estatal, para su publicación y para transmitir la información al Comité Local de Playas Limpias. Por otra parte, el Laboratorio Estatal de Salud Pública (LESP) es responsable de analizar las muestras. Tres dependencias gubernamentales y federales diferentes relacionadas en el análisis de las muestras.

El autor considera que otra deficiencia del PPL es que carece de un protocolo para realizar las acciones necesarias, en caso de que una playa sea catalogada como no apta, ya que se publican los resultados por un comunicado y en la página de la COFEPRIS, pero en la playa no se colocan avisos que adviertan a los usuarios sobre la mala calidad del agua.

Otro argumento de que el PPL no es eficaz, se deriva de los resultados de la presente tesis, pues de acuerdo con registros del PPL para la playa Hornos, que incluye a la playa en estudio, en un período de casi 3 años, solo en tres ocasiones fue catalogada como no apta, mientras que en los resultados correspondientes al análisis de las muestras de la presente investigación, en una sola campaña de muestreo resultó dos veces catalogada como no apta.

Por otra parte, en nuestro país existe la NOM-AA-120-SCFI-2006 que establece los requisitos y especificaciones de sustentabilidad de la calidad de playas, la cual

incluye medidas para la protección al ambiente, en las playas turísticas de México, en materia de calidad de agua, residuos sólidos, infraestructura costera, biodiversidad, seguridad y servicios, educación ambiental y contaminación por ruido.

Para el caso de playas para uso recreativo, las playas se clasifican de acuerdo a la calidad bacteriológica del agua, misma que deberá ubicarse dentro del límite de 100 *Enterococos* NMP/100 mL. La selección de los sitios de muestreo se hará tomando como criterios las características físicas, geográficas e hidrológicas, tamaño y zona de afluencia de turistas, contando como mínimo con tres estaciones de muestreo en los límites de la playa. La frecuencia de los muestreos debe realizarse semanalmente y contar con los resultados de 3 meses anteriores a la evaluación. En términos generales y normativos solo el Programa Playas Limpias y la NOM-AA-120-SCFI-2006 establecen los criterios necesarios para valorar la calidad del agua marina para uso recreativo.

Los programas y normas previamente citadas consideran como zona de estudio solo el área de contacto de los bañistas con el agua marina, sin involucrar el área de aporte hacia la playa (área de influencia). Por esta razón los muestreos o toma de muestra descritos en el Programa Playas Limpias y en la NOM-AA-120-SCFI-2006, pueden presentar diversos inconvenientes, por ejemplo: 1) falsos negativos, 2) las concentraciones de un contaminante pueden variar de forma significativa en diferentes periodos del día, y 3) en diferentes puntos de muestreo, dado que el mar es un sistema dinámico, cuando se introduce un contaminante éste sufre fenómenos de transporte, difusión y, en su caso, decaimiento, en función de sus propias características y de la hidrodinámica del medio marino receptor. No obstante, vale la pena mencionar que la concentración del contaminante en el cuerpo de agua, en la mayoría de los casos, es gobernada principalmente por la advección (debida a las velocidades del flujo) más que por la difusión (Maldonado, 2011).

En otro orden de ideas, las fuentes de contaminación de cuerpos de agua son de dos tipos: puntuales y no puntuales (difusas). Las primeras pueden ser continuas o intermitentes y se ubican con precisión, como es el caso de los emisores de sistemas de alcantarillado municipales o descargas de aguas residuales de origen industrial, que causan daños a los ecosistemas debido a que los residuos contienen grandes cantidades de materia orgánica y microorganismos patógenos; por su parte, las segundas ocurren durante la época de lluvia, como escurrimientos superficiales que arrastran residuos naturales y los resultantes de

la actividad humana, que se depositan finalmente en los lagos, ríos, costas, pantanos, humedales y aguas subterráneas (Arreguín *et al.*, 2000).

En este trabajo se presenta una metodología basada en un estudio sanitario de una playa, determinando el área de aportación con el fin de identificar las posibles fuentes de contaminación en la zona. El propósito es dar las pautas para implantar las medidas más apropiadas para proteger la salud de los usuarios de la playa. Dentro de este estudio se consideraron otros aspectos además de la calidad del agua, como la selección de más de un punto de muestreo dentro de la playa en tres horarios y en dos estaciones del año (lluvia y estiaje), estableciendo de esta manera un estudio integral anual del área de aportación de la playa.

Se adoptó como zona de estudio la playa Tamarindos en el municipio de Acapulco, Guerrero, que es una de las playas con mayor afluencia turística en la zona tradicional, se encuentra delimitada por dos descargas de agua, al Oeste por el Río Camarón y al Este por el Arroyo Aguas Blancas.

Las descargas de la playa se encuentran dentro de zonas urbanas con comercios y zonas sin alcantarillado (zonas altas), el aporte de agua residual doméstica influye en el río y el arroyo. De acuerdo con el cálculo del índice de la calidad del agua de la playa, se puede catalogar su calidad como *mala*. Mediante el uso de los *Enterococos* como indicador, en dos sitios de muestreo en diferentes horarios resultaron como *no aptos*; con los resultados detallados se puede tener evidencia suficiente para proponer un estudio general de las subcuencas de aportación y del agua en la playa.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

Realizar el inventario de fuentes de contaminación y evaluar la calidad del agua de una playa para uso recreativo considerando el riesgo a la salud de los usuarios debido a los microorganismos indicadores.

1.2.2 Objetivos particulares

- Delimitar el área de aportación de las cuencas que influyen en las condiciones sanitarias de la playa y efectuar un inventario de fuentes de contaminación.

- Determinar la variabilidad de la calidad del agua considerando dos periodos de uso recreativo a lo largo del año, la naturaleza y extensión del uso durante dichos periodos, la proximidad a fuentes de contaminación puntuales y no puntuales y la influencia de la precipitación pluvial.
- Demostrar la influencia de las fuentes de contaminación existentes en la cuenca de la playa en estudio sobre la calidad del agua.
- Evaluar el riesgo de morbilidad de los usuarios de una playa en las condiciones determinadas por el análisis de las muestras de agua costera.

1.3 Alcances

- El inventario de las fuentes de contaminación se realizó empleando planos de alcantarillado municipal de la zona y con información recabada por entidades gubernamentales (INEGI y CONAGUA).
- Se efectuaron dos campañas de muestreo, una en temporada de estiaje y una en temporada de lluvias.
- Se determinaron los siguientes parámetros de calidad del agua: *Enterococos*, Coliformes fecales, *Escherichia coli*, demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), dureza, sólidos suspendidos totales (SST) y salinidad.
- Como indicador de contaminación fecal se emplearon los *Enterococos* y como indicador del posible riesgo a la salud se consideró *Escherichia coli*.
- Se consideró la variabilidad espacial y temporal en la ocurrencia de indicadores, para lo cual se determinaron los parámetros de calidad del agua en cuatro sitios equidistantes a lo largo de la playa, en tres horarios diferentes.

2. ANTECEDENTES

Durante siglos se le ha tratado al mar como depósito interminable de los desechos de la humanidad, usándolo extensamente para diluirlos. El origen de los contaminantes que se encuentran en los mares es muy diverso, sin embargo, el principal se ubica tierra adentro. A nivel mundial las actividades terrestres son responsables de más del 70% de la contaminación presente en los mares (SEDESOL, 2009).

En las zonas costeras, donde la plataforma continental y los ríos se encuentran con el mar, se producen impactos ambientales causados por las actividades antrópicas realizadas en las partes altas de las cuencas, como la agricultura, la ganadería y la acuicultura, así como por los residuos que generan los desarrollos turísticos costeros y los asentamientos humanos, entre estos impactos está el aporte de sólidos y contaminantes a los ríos (SEDESOL, 2009).

Durante la temporada de lluvias, los escurrimientos arrastran sólidos y contaminantes que causan diversos impactos al ambiente, como la afectación a la salud pública de las poblaciones ribereñas, entre otros. Por otra parte, los desarrollos turísticos costeros deficientemente planeados incrementan el riesgo a la salud de las personas, pues los residuos líquidos que genera su población flotante pueden afectar la calidad del agua de las playas (SEDESOL, 2009).

A escala mundial, diversos países disponen de estrategias para la prevención y control de la contaminación en sus playas y centros turísticos, con el fin de evitar enfermedades y mejorar las condiciones ambientales, por ejemplo, Estados Unidos de América dispone de programas gubernamentales con el propósito de mejorar la calidad del agua de sus playas (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Uso de diferentes microorganismo indicadores.

País/organización	Indicador de calidad del agua marina	Valor guía	Referencia
Canadá, USEPA Health, 2012	<i>Enterococos</i>	Concentración media 35 NMP/100 mL Concentración muestra simple 104 NMP/10 mL	USEPA, 2002
Estados Unidos USEPA (NIEHS, 2002)	Coliformes fecales	Promedio diario 1000 UFC/100 mL Concentración muestra simple 2400/100 mL	USEPA, FDEP (1976)
Canadá, WHO, Health, 2012	<i>Enterococos</i>	Percentil 95/100 mL Clasificación A: ≤40 B: 41-200 C: 201-500 D: >500 Concentración media (5 muestras) ≤35 NMP/100 mL	WHO, 2003 Health Canadá, 2012
Australia, NHMRC, 2008	<i>Enterococos</i>	Percentil 95/100 mL Clasificación A: ≤40 B: 41-200 C: 201-500 D: >500	NHMRC, 2008
Unión Europea, UE, 2006	<i>Enterococos</i> <i>Escherichia coli</i>	Percentil 95/100 mL Excelente: 100/100 mL Buena: 200/100 mL Percentil 95/100 mL Excelente: 250/100 mL Buena: 500/100 mL	UE, 2006
México, SEMARNAT, COFEPRIS	<i>Enterococos</i>	Apta: ≤200 NMP/100 mL No apta: >200 NMP/100 mL ≤100 NMP/100 mL	SEMARNAT, COFEPRIS, 2015 NOM-AA-120-SCFI-2006

En el caso de México, en 2003 un comunicado de la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) advirtió sobre el alto índice de contaminación de las playas de Guerrero, provocando diversas reacciones en la opinión pública nacional. El comunicado de la PROFEPA se basó en el Atlas de Contaminación

Marina elaborado por la Secretaría de Marina (SEMAR), que incluye las 16 playas del país con mayor índice de contaminación, entre las cuales están las de Acapulco y Zihuatanejo.

Considerando la complejidad del problema descrito, así como los diversos factores involucrados, las costas de nuestro país requieren la aplicación de políticas transversales para el mejoramiento de las condiciones ambientales. En virtud de lo anterior, diversas instancias del gobierno federal relacionadas con ambiente, salud y turismo, conformaron un grupo interinstitucional para aplicar una estrategia conjunta con enfoques técnico y administrativo, a fin de promover acciones orientadas a la protección y conservación de ecosistemas costeros, así como a la promoción y conservación de la salud pública, a través de la evaluación y comunicación de las condiciones sanitarias de las playas (Miranda *et al.*, 2010).

Con estos antecedentes, entre los planes y programas de la SEMARNAT, se propuso en 2003 el Programa Playas Limpias (Miranda *et al.*, 2010). Entre las reacciones que suscitó la información, la más airada fue la del sector turismo, al considerar que se causaría perjuicio a la actividad turística en las playas mexicanas. Entonces se planteó hacer una evaluación, así como la propuesta de un programa de trabajo. La Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) presentó el Programa Integral Playas Limpias y la propuesta de crear un Consejo Nacional de Playas Limpias, integrado por diversas dependencias y organismos desconcentrados del gobierno federal, así como de los gobiernos estatales y municipales correspondientes, que tendría como función el desarrollo y orientación de la política de manejo y control de las playas, además de la evaluación de sus resultados (Miranda *et al.*, 2010).

El documento del Programa citado no incluye un procedimiento para evaluar su eficacia como política pública. No obstante, establece un criterio y los parámetros para determinar si el agua de una playa es apta para uso recreativo o puede ser nociva para la salud humana (Miranda *et al.*, 2010).

El indicador de la calidad sanitaria del agua de mar en México es el número más probable (NMP) de *Enterococos* fecales por cada 100 mililitros (NMP/100 mL de *Enterococos* fecales)

Los parámetros de calidad del agua de una playa de acuerdo al Programa Playas Limpias son los siguientes (OMS, 1998):

Apta para uso recreativo 0-200 NMP de *Enterococos* fecales/100 mL

No apta para uso recreativo > 200 NMP de *Enterococos* fecales/100 mL

El criterio de calidad microbiológica de aguas costeras para uso recreativo, se adoptó considerando estudios evaluados por la Organización Mundial de la Salud (OMS), en los cuales se definen una serie de valores del indicador asociados con un aumento en la frecuencia de los diferentes tipos de enfermedades (CONAGUA, 2007).

Los resultados de dichos estudios muestran que los síntomas gastrointestinales, las enfermedades respiratorias febriles agudas y los *Enterococos* constituyen una base científica lo suficientemente sólida para asociar la calidad de agua recreativa con un efecto sobre la salud humana.

Con la publicación de los resultados de cada playa, recabados durante cada muestreo por la SEMARNAT y la COFEPRIS, se cumple con la Ley de Transparencia y Acceso a la Información Gubernamental y se contribuye a generar conciencia y corresponsabilidad ciudadana respecto a los riesgos ambientales en los que todos tenemos un papel que cumplir.

Cuando una playa rebasa el límite máximo permisible, en la difusión de la información a los usuarios se incluyen los resultados publicados a través de Internet y un boletín de prensa con la señalización de la playa no apta. Asimismo, se debe recomendar el no realizar actividades recreativas en la playa señalizada.

A este respecto, en el año 2013 la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (USEPA) desarrolló el *Instructivo de estudio sanitario para playas marinas* con el fin de ayudar a los encargados de playas en los estados costeros a identificar y sintetizar la información de playas y cuencas involucradas, incluyendo los datos de calidad del agua, de fuentes de contaminación y de uso del suelo. De esta manera se proporciona a los encargados de las playas un enfoque técnicamente sólido y consistente para identificar las fuentes de contaminación y para compartir información (USEPA, 2013).

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, por sus siglas en inglés, United States Environmental Protection Agency) desarrolló dos tipos de guías para estudios sanitarios de playa (USEPA, 2013):

- De rutina, en la zona
- Encuesta sanitaria anual

El estudio de rutina se realiza en la zona, al mismo tiempo que se toman muestras de la calidad del agua, e incluye un formato guía para documentar los métodos

utilizados para recopilar datos durante el trabajo en campo. En el estudio sanitario anual se registra información acerca de la cuenca que drena hacia la playa, ya que las actividades que en ella se realizan pueden afectar a la calidad del agua, por ejemplo: cantidad y localización de tanques sépticos existentes, usos del suelo, etc. En ambas guías se incluyen formatos para el levantamiento de información.

La inspección sanitaria de playa ofrece valiosa información para apoyar muchos temas de gestión de playas, como los siguientes:

- Caracterizar el riesgo y dar prioridad a las playas. El personal encargado puede utilizar la información de riesgo para clasificar sus playas y determinar las prioridades para monitoreo, notificaciones, y otras actividades.
- Identificar el tipo de remediación apropiado. La encuesta sanitaria ayuda a identificar las fuentes de contaminación que hay que considerar para reducir los riesgos a la salud humana en zonas de baño.
- Delimitar la playa y las cuencas hidrográficas. El estudio sanitario facilita la documentación de los registros históricos de la playa y de la calidad del agua de las cuencas hidrográficas. Por lo tanto, sirve como base para futuras evaluaciones, en particular para planear acciones y obtención de recursos.
- Desarrollar modelos predictivos. Se pueden utilizar los datos del estudio (por ejemplo, NMP de bacterias, turbiedad, precipitación, etc.), para desarrollar modelos de predicción de la calidad del agua de la playa.
- Apoyar a otros usos. Los estudios pueden ser utilizados para otros fines, como las condiciones que documentan cuando se abre una playa nueva o al comienzo de la temporada de vacaciones. Además, los estudios son una herramienta valiosa para la identificación y prueba de hipótesis de una investigación.

Por otra parte, los modelos de predicciones generados por la estimación del riesgo se expresan como la probabilidad de adquirir una enfermedad de origen microbiológico en un período dado. La estimación de riesgo se está usando cada vez más para la toma de decisiones que apuntan al manejo de los riesgos de exposición a patógenos.

El proceso de cuantificación de los datos y la elección de los valores numéricos para cada variable es fundamental para el proceso de evaluación de riesgo microbiológico, sin embargo, las fuentes, transporte y eliminación de patógenos no favorecen al proceso de evaluación porque son procesos complejos que dependen

de muchos factores, como son: hidrología, clima, uso del suelo, hidrodinámica, incidencia de enfermedades y el comportamiento humano impredecible.

Como parte de la recopilación de información documental, se encontraron algunas publicaciones que contienen datos acerca de la calidad del agua de la playa Tamarindos, como se describe a continuación.

El Instituto Nacional de Ecología (actualmente Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático) publicó en el 2000 un compendio de estudios realizados en el periodo 1993-1997, para analizar la situación de los ecosistemas costeros de México. Los indicadores empleados para el caso particular de Acapulco y su evaluación en términos del impacto en la calidad del agua fueron; grasas y aceites, pH, sólidos suspendidos totales y coliformes fecales (INE, 2000).

De acuerdo a este estudio Acapulco es una localidad con actividad turística, con comercios relacionados a las actividades pesqueras y acuícolas. El indicador grasas y aceites presento un impacto moderado debido a que el valor presentado fue dos veces el valor de la norma (239 mg/L), el indicador sólidos suspendidos totales (SST), relacionado con descargas de aguas residuales, fue evaluado como *impacto intenso* en la calidad del agua debido a que el valor promedio obtenido es tres veces el valor de la norma (29 mg/L), mientras que el indicador microbiológico Coliformes fecales fue evaluado como *impacto extremo*, ya que su promedio resultó cinco veces el valor de la norma (3×10^5 NMP/100 mL), lo que permite afirmar que definitivamente se descargan aguas residuales en dicha playa.

Por otra parte, Dimas y colaboradores publicaron, en el año 2015, el estudio *Índice de calidad del agua y metales pesados del cauce Aguas Blancas, del municipio de Acapulco, Guerrero, México*, cuyos resultados son relevantes para el presente estudio considerando que dicho cauce es una de las principales fuentes de contaminación del agua de la playa Tamarindos.

En el estudio antes citado se evaluó la calidad del agua en condiciones de estiaje (enero a mayo) y de lluvia (junio a diciembre). Para el muestreo, el cauce Aguas Blancas se dividió en tres zonas: 1) Alta, situada aguas arriba, al Norte del cauce, donde el agua se emplea para el uso y consumo humanos (Dimas 2006), las muestras se identificaron como A1-A3; 2) Media, donde existen establecimientos comerciales diversos, así como talleres, lavado de vehículos, una terminal de autobuses y talleres de herrería, entre otros, debido a ello, además de las descargas de aguas residuales domésticas al cauce, se vierten grasas y aceites,

metales, adhesivos y solventes. La identificación para estos sitios fue M1-M3; y 3) Baja, la parte más cercana a la playa y al centro de la ciudad, destaca la presencia de hoteles, restaurantes, tiendas de autoservicio y de otros comercios de diferentes giros, el agua se conduce a través de la infraestructura urbana y se descarga en la Bahía de Santa Lucía, el agua del cauce se utiliza para regar áreas verdes y para el lavado de vehículos automotores y de utensilios domésticos, los sitios de muestreo fueron identificados como B1-B3 (Tabla 2.3).

De acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996, los valores de DBO₅ (80-140 mg/L), SST (68-169 mg/L) y mercurio (0.001-0.012 mg/L) superan los límites máximos permisibles, por otro lado en la zona se encontraron concentraciones bajas de diversos metales y metaloides, aluminio (0.007-0.06 mg/L), cobre (0.3-0.9 mg/L), manganeso (0.03-1.50 mg/L) y arsénico (0.01-0.08 mg/L), en época de lluvia los valores presentan un ligero aumento, DBO₅ (76-170 mg/L), SST (70-179 mg/L), los valores de los metales y metaloides se mantuvieron constantes

Así mismo este estudio indica que en la zona alta del cauce se observaron viviendas rurales y asentamientos irregulares, en su mayoría población de escasos recursos que vive en casas de lámina, cartón y de palma (característicos de la zona), que no cuentan con agua potable, por lo que beben agua del cauce o de algún manantial cercano, de tal forma que la población de esta zona mantiene contacto directo con el cauce. En la zona media se encontraron establecimientos comerciales de diferente tipo, cuyos propietarios descargan al cauce desechos de pinturas, aceite y diésel (datos obtenidos mediante encuestas). En la zona baja existen numerosos establecimientos de servicio como restaurantes, moteles y hoteles. La descarga de las aguas residuales es directamente al cauce, además se depositan los residuos sólidos urbanos. Cuando el agua del cauce Aguas Blancas llega a la zona baja, se conduce hasta la playa, donde fluye libremente hasta mezclarse con el agua marina (Dimas *et al.*, 2015).

Por otra parte, el monitoreo y evaluación de la calidad del agua en el país está a cargo de la Subdirección General Técnica de la Calidad del Agua, de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Entre los puntos de muestreo considerados por dicha Subdirección, tres están en la playa Tamarindos (DLGUE1196) cerca del Río Camarón y el Arroyo Aguas Blancas (DLGUE1252 aguas arriba y DLGUE1253 aguas abajo).

Es interesante observar la información disponible más reciente (2012- 2015) publicada por la CONAGUA, correspondiente a los análisis de laboratorio de las muestras colectadas en los sitios. Se analizaron Coliformes fecales, *Enterococos* y

SST. El punto de muestreo con los valores más altos de los indicadores microbiológicos fue el DLGUE1252 Arroyo Aguas Blancas, localizado en el área de playa, con valores superiores a 2400 de Coliformes fecales y *Enterococos*. En dicho punto se reportó la mayor concentración de *Enterococos*, con un valor mayor a 2419.6 NMP/ 100 mL, más de diez veces por encima del límite máximo permisible. Al aplicar la NOM-001-SEMARNAT-1996 para determinar la contaminación por patógenos, en siete ocasiones se rebasó el límite máximo permisible (LMP). Dicha NOM considera a los Coliformes fecales como indicador, el LMP para las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales, así como las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola) es de 1,000 y 2,000 como número más probable (NMP) de Coliformes fecales por cada 100 mL para el promedio mensual y diario, respectivamente. Con respecto a los SST, en ninguno de los casos se rebasó el LMP. De acuerdo con la NOM citada, para SST el límite máximo permisible para las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales para uso recreativo es de 75 y 150 mg/l para el promedio mensual y diario, respectivamente. Finalmente, en ocho ocasiones se rebasó el LMP de *Enterococos*; este indicador está regulado principalmente por la NMX-AA-120-SCFI-2006 con un LMP de 200 NMP/100 mL.

3. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

La ciudad de Acapulco constituye uno de los centros vacacionales más grandes de Latinoamérica, es el balneario de playa más cercano a la capital de la República y un centro turístico con interés creciente por los vacacionistas. El uso agrícola fue perdiendo importancia, frente a las ganancias que se podían derivar de su utilización como suelo urbano o urbanizable. Los últimos años de la historia de Acapulco se caracterizan por un crecimiento acelerado e impresionante de la actividad turística, así como por la extensión de la mancha urbana.

En los 80's casi la mitad (44.5%) de las viviendas carecía de drenaje y a pesar de las obras realizadas, todavía existen hoteles que descargan directamente las aguas residuales a la playa. Durante esos años, Acapulco perdió importancia como centro turístico y su contaminación ambiental se agudizó, logrando corregirla sólo parcialmente (Ramírez, 2000).

La Bahía de Acapulco, mejor conocida como Bahía de Santa Lucía, cuya forma es semicircular o de anfiteatro, pertenece al municipio de Acapulco de Juárez, Estado de Guerrero, México, se localiza entre los 16° 48' 54" y los 16° 51' 55" de latitud Norte y 99° 54' 16" de longitud Oeste. Su extensión territorial es de 1882.60 km², que representa el 2.95% de la superficie del estado (INEGI, 2005). Cuenta con 234 localidades y una población total de 789 971 habitantes de acuerdo al censo de 2010.

El municipio de Acapulco de Juárez, se localiza a 133 km al sur de Chilpancingo, capital del Estado de Guerrero, que se ubica entre los paralelos 16°41' y 17°13' de latitud Norte, 99°32' y 99°58' de longitud Oeste. Limita al Norte con los municipios de Chilpancingo y Juan R. Escudero (Tierra Colorada), al Sur con el Océano Pacífico, al Oriente con el municipio de San Marcos y al Poniente con el municipio de Coyuca de Benitez (SEDESOL, 2009).

Acapulco se encuentra a 223.2 km de la Ciudad de México, por la autopista del Sol (95D) Cuernavaca-Acapulco y a 411 km por la antigua carretera federal México-Acapulco No. 95. La carretera federal No. 200 bordea a toda la costa guerrerense.

Dispone de un Aeropuerto Internacional con el nombre de Juan N. Álvarez. En el sistema nacional de transporte marítimo, el Puerto de Acapulco, cuenta con un puerto de altura, cabotaje, marítimo y turístico que presenta una gran capacidad para recibir trasatlánticos y embarcaciones cuyo calado es de 9.41 m. Es uno de

los puertos turísticos más importantes del Pacífico Mexicano. Además, existen un Club de Yates y una zona exclusiva de la Marina Nacional (Mayo, 2004)

La zona de estudio de la presente tesis es la Playa Tamarindos, una de las playas más antiguas y famosa por sus arenas finas y suave oleaje, así como por la gama de restaurantes de mariscos a lo largo de la playa (Figura 3.1). Las subcuencas de aportación de la Playa Tamarindos forman parte de la zona tradicional de Acapulco.



Figura 3.1. Localización del sitio de estudio, Playa Tamarindos, Bahía de Santa Lucía, municipio de Acapulco, Guerrero, la línea roja ejemplifica la longitud de la playa tamarindos, imagen obtenida con el software Google Earth, Co.

3.1. Características generales del medio natural y socioeconómico de la zona de estudio

En este subcapítulo se describe el medio natural y socioeconómico resaltando aquellos aspectos que se consideran particularmente importantes por el grado de afectación que pudieran tener en la calidad del agua de la Playa Tamarindos.

3.1.1. Rasgos físicos

Las playas son el espacio en el que se desplazan los sedimentos no consolidados y que son transportados por la acción del oleaje cercano a la costa. Dicho espacio abarca desde los puntos extremos alcanzados por los guijarros lanzados por las olas más fuertes hasta las profundidades donde la oscilación, provocada por los grandes oleajes, aún moviliza los sedimentos más finos sobre el fondo.

La costa representa una fuente de recursos naturales que la población ha aprovechado a lo largo de los años según su conveniencia. Actividades como el comercio y el transporte marítimo pueden impactar de manera trascendente la economía de un país. Actualmente, el turismo de playa ha incrementado de manera significativa su desarrollo, ya que ofrece condiciones para la recreación y esparcimiento humano.

El uso racional de los recursos naturales propios de la costa, se traduce en un crecimiento económico de la región, la responsabilidad y ética ambiental exigen que el ecosistema litoral sea alterado al mínimo posible respecto de sus condiciones iniciales para no cambiar los equilibrios asociados con los procesos naturales.

3.1.2 Localización

La Playa Tamarindos es un segmento de la Playa Hornos, localizada en la zona Oeste de la Bahía de Santa Lucía, entre los paralelos 16°51'15.34"-16°51'23.12" latitud Norte y 99°53'51.82"- 99°53'32.70" longitud Oeste. Tiene una longitud aproximada de 650 m, delimitada por dos descargas de tipo exorreico, por lo que tienen influencia en la calidad del agua de la Playa Tamarindos (Figura 3.2). Al Este se encuentra el Río Camarón cuya longitud aproximada es de 3.12 km, con una población aproximada en su subcuenca de 41204 habitantes, y al Oeste el Arroyo Aguas Blancas, cuya longitud aproximada es de 5.91 km, con una población aproximada en su subcuenca de 96559 habitantes.

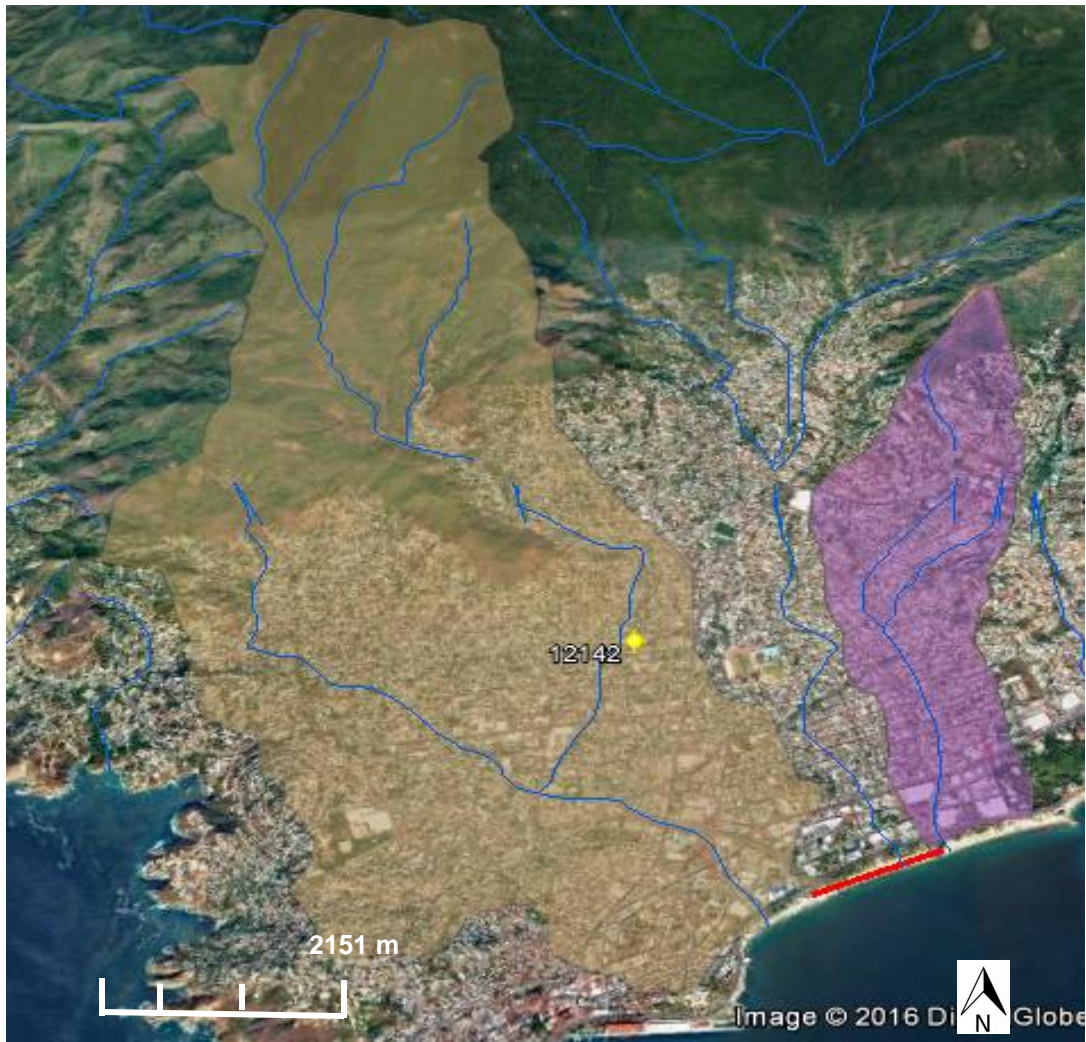


Figura 3.2. Localización de la cuenca del Arroyo Aguas Blancas (naranja) y del río Camarón (morado), la línea roja ejemplifica la ubicación de la playa Tamarindos, la localización de la estación climatológica 12142 del Sistema Meteorológico Nacional (SMN) está representada por un punto de color amarillo, imagen obtenida con los software Google Earth, Co y ArcGis.

3.1.3 Climatología

El Estado de Guerrero cuenta con una diversidad climática, debido a su ubicación geográfica y variaciones de altitud, que están fuertemente influenciadas por la Sierra Madre del Sur y la Depresión del Balsas. El 62% de la superficie municipal incluyendo al municipio de Acapulco presenta clima cálido subhúmedo con lluvias en verano (julio a septiembre) (INEGI, 2009 INEGI, 2010).

3.1.3.1. Temperatura del aire

Los datos de temperatura se obtuvieron consultando la información del Sistema Meteorológico Nacional (SMN) del Estado de Guerrero (Figura 3.3) y de la estación climatológica 12142 situada dentro de la subcuenca del Arroyo Aguas Blancas (Figuras 3.2).

En el Estado de Guerrero el año 2015 se registraron temperaturas máximas entre 33.5°C y 30.8 °C, mínimas entre 21.4°C y 16.8°C, y su temperatura media está entre 23.8°C y 27.7°C, por lo que de acuerdo al Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento de la CONAGUA del año 2007, el clima de Acapulco es cálido (temperaturas mayores a 22°C).

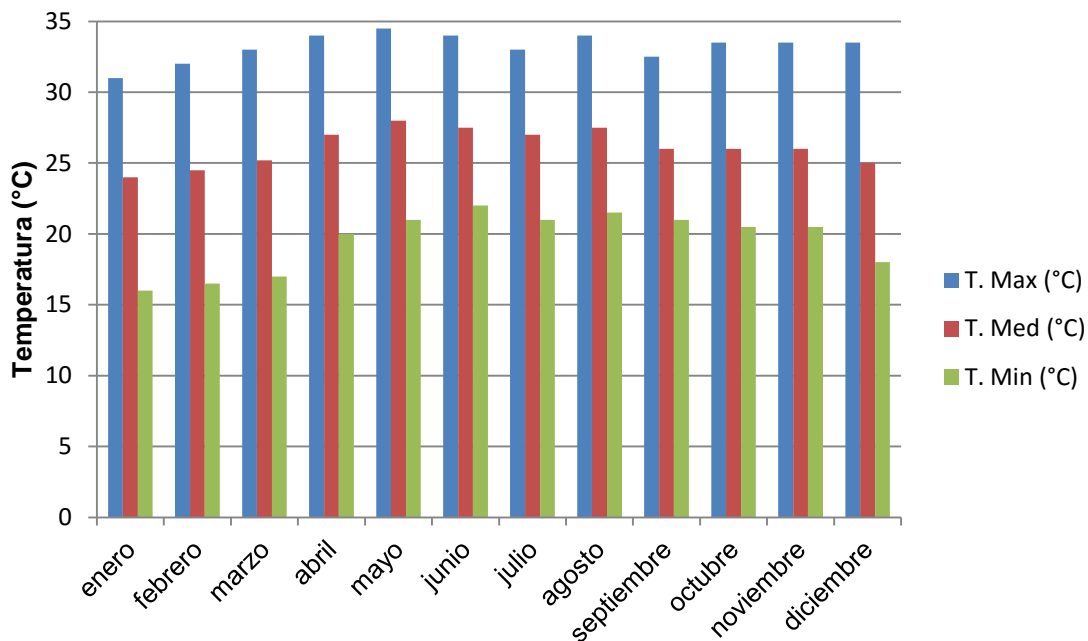


Figura 3.3. Temperaturas del estado de Guerrero del año 2015 (SMN, 2016).

De acuerdo a los datos registrados en el año 2015 por la estación climatológica 12142, que está localizada aproximadamente a 1.56 km de la playa Tamarindos, las temperaturas registradas en esta estación son 32.2°C a 29.5°C como máximas y 25.6°C a 22.5°C como mínimas, similares a las reportadas por el SMN del Estado de Guerrero, las variaciones de temperatura son menores en el puerto, tomando en cuenta las temperaturas máximas y mínimas. El mes de julio fue el

más caluroso (32.2°C) y el mes de diciembre presentó la temperatura más baja (22.5°C).

La temperatura del aire puede provocar el aumento de los niveles de microorganismos en determinados momentos, en combinación con otras condiciones y situaciones, tales como la dirección del viento o el tiempo transcurrido después de una precipitación significativa (Figura 3.4).

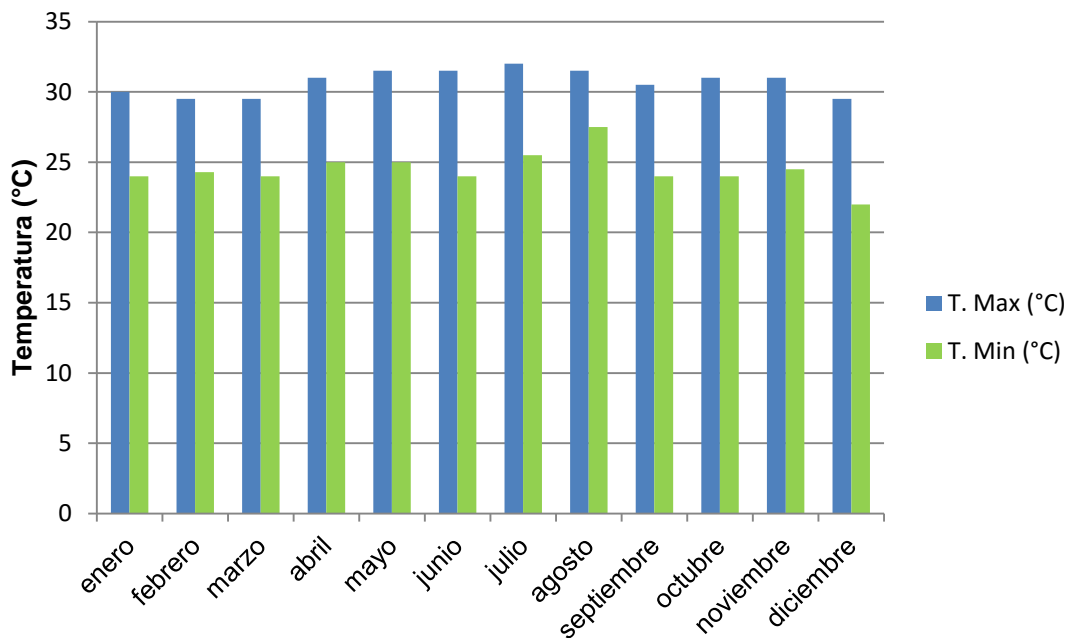


Figura 3.4. Temperaturas registradas por la estación climatológica 12142 (SMN, 2016).

3.1.3.2. Lluvia

Es importante registrar las precipitaciones previas a la campaña de muestreo. Los eventos de lluvia pueden causar contaminación bacteriana en las playas, se pueden presentar descargas que logran llegar a las playas, causando problemas de contaminación.

El 2015 fue un año atípico en cuanto a la temporada de lluvias en general en todo el país, debido al fenómeno de El Niño el cual es un patrón climático causado principalmente por el calentamiento de la parte central y oriental del Océano Pacífico. Este calentamiento, cuando es intenso, afecta a la atmósfera causando más tormentas al Oeste de Estados Unidos y mayores precipitaciones sobre la

costa occidental de Latinoamérica, por otra parte, influye significativamente en el clima de otras partes del mundo causando temporadas de altas temperaturas y sequías. El aumento de temperatura en las aguas del Océano Pacífico tiene una duración aproximada entre 8 y 10 meses (Fernández, 2015).

De acuerdo a las mediciones superficiales de la temperatura en el Océano Pacífico tropical, el índice establece un valor “cero” como la temperatura promedio y cualquier valor que supere ese promedio 0.5 es considerado como “Fenómeno de El Niño”. El fenómeno más intenso registrado fue en 1997 y 1998, se midió un valor de 2.3. En el 2015 la cifra presentó un aumento desde el mes de marzo y los pronósticos indicaron que para finales del año 2015 el valor superaría el valor de 2. Para el mes de octubre, El Niño se encontró en su fase “madura” con una intensidad fuerte (Fernández, 2015).

En el Océano Pacífico, los vientos dominantes cerca de la superficie son del Este y se denominan alisios. Tales vientos tienden a acumular el agua tropical más caliente hacia el lado Oeste, es decir, en la región de Indonesia, etc. Por ser la temperatura de superficie del mar elevada en esta región, el aire es más ligero formando una atmósfera inestable en la que hay gran formación de nubes y lluvias intensas. Por otro lado, el Pacífico tropical del Este es en general más frío (Magaña et al., 1997).

En México, El Niño causó un invierno más frío acompañado de tormentas. Por otro lado también se presentó una temporada “hiperactiva” de ciclones en el litoral mexicano del Pacífico, entre Jalisco y Baja California. De las tormentas tropicales que azotaron a nuestro país, la tormenta tropical Rick se formó el 19 de noviembre del 2015 frente a las costas de Jalisco y Colima. Ese mismo año se superó la expectativa de 10 ciclones con nombre previstos de agosto a noviembre de este año en el Océano Pacífico (el año 2015 la temporada de ciclones tropicales en México en el Océano Pacífico inició oficialmente el 15 de mayo y terminó el 30 de noviembre) (Fernández, 2015).

En este periodo en el Océano Pacífico se formaron 16 sistemas con nombre: las tormentas tropicales Felicia, Enrique, Kevin, Nora; los huracanes Carlos, Guillermo, Hilda, Ignacio, Linda, Marty y los huracanes intensos Andrés, Blanca, Dolores, Jimena, Olaf, Patricia y Rick.

Debido al fenómeno El Niño y a la falta de precipitación en Acapulco, el segundo muestreo (época de lluvia) se realizó el 26 y 27 de octubre del 2015, en la Figura

3.6 se muestran las precipitaciones del 2014, 2015 y 2016 (registradas hasta el momento en el SMN).

Al comparar los niveles de precipitación de los tres años citados, en el año 2015 los niveles fueron inferiores en junio, agosto y septiembre, en estos meses se presentaron los mayores índices de precipitación de todo el año, en cambio en el mes de julio la precipitación del 2015 fue mayor a la registrada en el año 2014, no se puede realizar una comparación completa del año 2016 ya que aún no se cuentan con los datos completos del año (Figura 3.5).

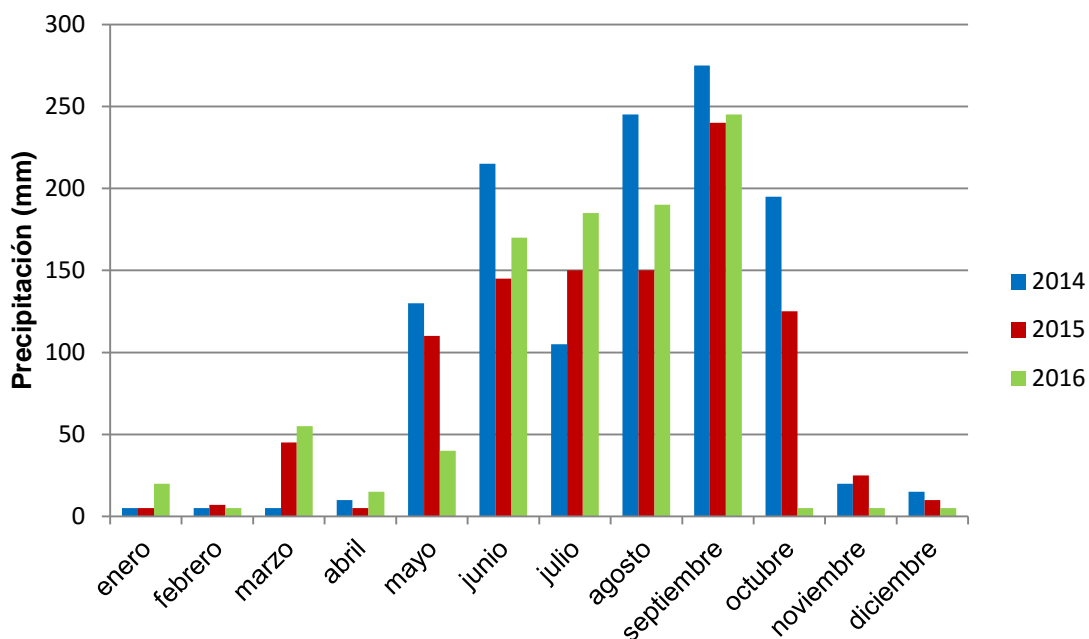


Figura 3.5. Precipitación pluvial en el estado de Guerrero, 2014-2016 (SMN, 2016).

Por otro lado, en la subcuenca del Arroyo Aguas Blancas se encuentra una estación de monitoreo climatológico en funcionamiento con el número 12142, los datos registrados el año 2015 en la estación de monitoreo se muestran en la Figura 3.6, el mes de octubre registró los máximos niveles de precipitación de 13.7 mm, seguido de los meses de septiembre y agosto (7.5 mm y 5.5 mm respectivamente), con estos registros se confirma la influencia de El Niño en la zona que motivó el atraso en la realización del segundo muestreo. Realizando un comparativo de la precipitación a nivel estatal y municipal en el mes de octubre, el

estado captó aproximadamente 125 mm y en la estación climatológica 13 mm aproximadamente, casi el 10% del valor total del estado.

Las lluvias de corta duración y alta intensidad pueden causar mayor escorrentía que las lluvias de larga duración y baja intensidad, esta información se puede obtener a través de registros de precipitación de la CONAGUA.

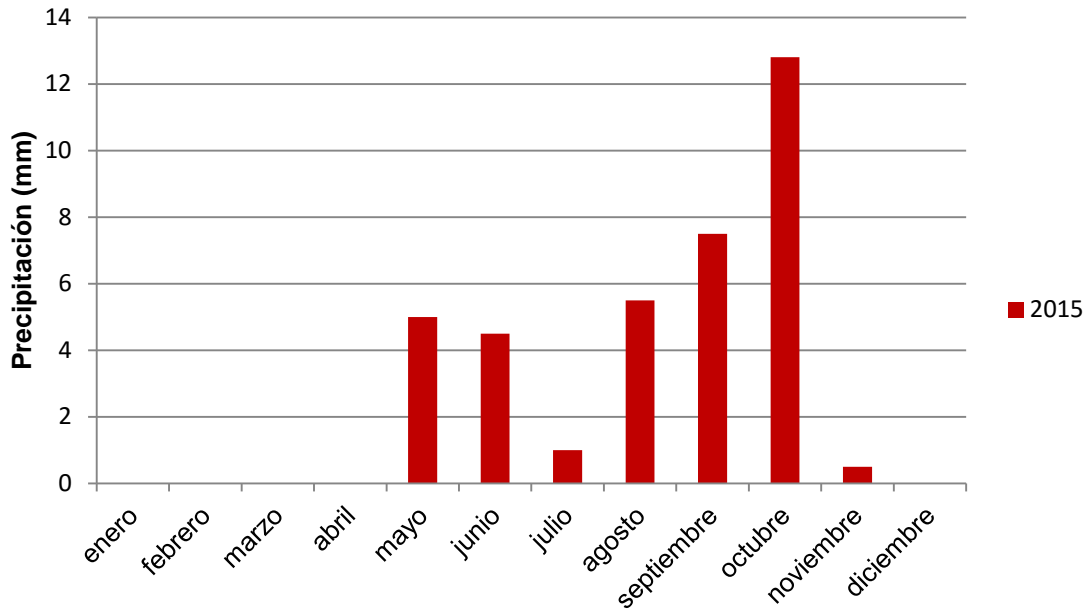


Figura 3.6 Precipitación pluvial de la estación climatológica 12142 del año 2015 (SMN, 2016).

3.1.4 Geomorfología y geología general

3.1.4.1. Orografía

La costa del Estado de Guerrero se encuentra dentro de la zona conocida como “Cinturón de Fuego del Océano Pacífico”, una zona con alta sismicidad producto de la actividad entre los límites de las placas tectónicas de Cocos y Norteamérica en la Fosa de Acapulco, que es una porción de la Trinchera Mesoamericana. Urbanísticamente, la Ciudad de Acapulco está dividida en tres zonas delimitadas de acuerdo a sus características turísticas y económicas: diamante, dorada y tradicional (Gutiérrez, *et al.*, 2001).

La Bahía de Acapulco pertenece a la provincia de la Sierra Madre del Sur, la cual está limitada al Norte por el Eje Neovolcánico y por las entrantes sedimentarias que corresponden a la Cuenca Morelos-Guerrero y a la Cuenca de Tlaxiaco. También está limitada al Sureste por la Sierra de Juárez y al Oriente por la provincia del Sureste de México. Al Este con la Llanura Costera del Golfo Sur, las Sierras de Chiapas y la Llanura Costera Centroamericana del Pacífico y al Sur con el Océano Pacífico (Mayo, 2004).

La Sierra Madre del Sur es una de las más extensas de la República Mexicana, porque tiene aproximadamente 1100 km de largo y unos 120 km de ancho, cubriendo una superficie de 130,000 km² aproximadamente (López, 1981). La provincia incluye parte de los estados de Jalisco, Colima, Michoacán, México, Morelos, Puebla, Oaxaca, Veracruz y todo el Estado de Guerrero. La Sierra Madre del Sur es la menos conocida del país, por los rasgos particulares que presenta como resultado de la actividad tectónica debido a la subducción entre la Placa de Cocos y la Placa de Norteamérica, donde se forma la Trinchera Mesoamericana. A ello se debe la fuerte sismicidad que se tiene en esta provincia, en particular sobre las costas de los estados de Guerrero y de Oaxaca (Mayo, 2004).

3.1.4.2 Geomorfología general

La Bahía de Acapulco se encuentra dentro del Terreno Xolapa, el cual se localiza en la mitad meridional de la Sierra Madre del Sur y está constituido por rocas con un grado de metamorfismo alto como ortogneises y paragneises migmatíticos, intrusionados por cuerpos batolíticos de granito que afloran a lo largo de la costa en forma paralela. La edad del Complejo Xolapa se considera Paleozoica (Morán, 1984). La geología en el área de Acapulco de Juárez, consiste en macizos de rocas cristalinas de composición granítica; rodeando la bahía, en la planicie costera se tienen sedimentos arenosos cuaternarios (SEDESOL, 2003).

Las zonas urbanas se han establecido sobre suelos del Cuaternario, rocas ígneas intrusivas y metamórficas del Jurásico, en llanuras, sierras y lomeríos; sobre áreas donde originalmente había suelos denominados Phaozem, Regosol, Solonchak, Leptosol y Arenosol. Cerca de la zona costera, se encuentran suelos y materiales sin consolidar como arenas, gravas y bloques intermitentes que desaparecen porque se presenta material granular permeable en la zona costera que facilita la infiltración de agua superficial (SEDESOL, 2003).

3.1.4.3. Hidrología

El Estado de Guerrero ocupa el 12° sitio en cuanto a la disponibilidad de recursos hídricos, la cuenca más importante es la del Río Balsas-Mezcala que cubre un área de 109,618 km², seguida por las vertientes del Pacífico que corresponden a la Costa Chica y la Costa Grande (CRM, 1996).

Se ubican dentro de la Región Hidrológica Administrativa No. IV Balsas y Región Hidrológica No. 19 Costa Grande de Guerrero. La zona de estudio se sitúa dentro de la Subregión Hidrológica RH19ac (SEMARNAT, 2010).

3.1.5 Características del medio socioeconómico de la zona de estudio Actividades económicas

En la Bahía de Acapulco, el desarrollo urbano se originó por el impulso del turismo. La población es atraída por el clima y por los paisajes naturales que ahí existen. La distribución de los asentamientos humanos es desigual, siendo mayor en las zonas próximas a las playas, en cambio la dispersión se encuentra en los asentamientos rurales. La Bahía es reconocida como uno de los puertos turísticos de mayor importancia por sus atractivos naturales y por su infraestructura turística, por lo que constituye uno de los centros turísticos más visitados e importantes a nivel internacional y que siempre se ha distinguido por sus playas (Mayo, 2004).

Existe un gran desarrollo hotelero, centros nocturnos, restaurantes, también cuenta con los recursos naturales y las instalaciones ideales para la práctica de deportes, sobre todo los acuáticos. Es por esto que el turismo es la principal fuente de trabajo para sus habitantes.

Los atractivos naturales y las playas que se pueden visitar son: La Quebrada, Caleta y Caletilla, Honda, Manzanillo, Tlacopanocha, Dominguillo, **Tamarindo**, Hornos, Condesa, La Redonda, Icacos, Playuela, Playuelita, del Secreto, Guitarrón, Punta Diamante y Revolcadero, entre otras (INEGI, 2000, Mayo, 2004).

Para el turismo, especialmente en los centros vacacionales de playa, los recursos naturales y el medio ambiente son su plataforma natural, su medio básico de operación; es decir, “el turismo gira alrededor de la explotación de los atractivos naturales y no puede, como algunas ramas industriales, prosperar sobre la base de ecosistemas destruidos”, por el contrario, “el espacio turístico debe reunir requisitos de alta compenetración con los ecosistemas naturales y lograr la

integración de la estructura ecológica, urbana y conductual, es decir, del comportamiento social” (Ramírez, 2000).

La relación entre turismo y medio ambiente es significativa no sólo desde el momento en que el primero afecta negativamente al segundo, sino a partir del instante en que la actividad turística descubre el potencial que un ambiente dado ofrece a su desarrollo.

En el área de aporte de cada cuenca se encuentra una gran diversidad de establecimientos comerciales desde mercados hasta tiendas de comercio al por mayor, el área del Río Camarón cuenta con aproximadamente 419 establecimientos y el área de la cuenca del Arroyo Aguas Blancas cuenta con 2304 comercios.

Agentes contaminantes y grado de contaminación

La presencia de contaminantes en cualquier cuerpo de agua desequilibra el balance natural de las sustancias disueltas o suspendidas, modificando con ello la composición del agua. Los organismos que viven en ese medio pueden acumular contaminantes en forma directa o indirecta como resultado de su transmisión. Por ello es importante el conocimiento de los contaminantes del agua, así como de los usuarios directos del recurso y las actividades productivas que dependen del agua (INE, 2000, Silva, 2011).

El medio ambiente de Acapulco ha sido alterado en su atmósfera y en sus aguas. La contaminación atmosférica es provocada por los gases que emiten los vehículos públicos y privados (transporte de carga y de pasajeros), así como por la planta cementera que se encuentra a la entrada del puerto (Holcim Apasco).

En virtud de que la actividad económica fundamental de Acapulco es el turismo, es muy importante establecer estrategias para controlar la contaminación de las aguas de las playas. A partir de 1970 se realizaron diversos estudios sobre el deterioro del ambiente, en dichos estudios se reportaron los siguientes agentes contaminantes más significativos (Silva, 2011):

a) Aguas residuales

Las descargas ilegales de aguas residuales tanto de hoteles, restaurantes, viviendas (residenciales o municipales) se efectúan de manera directa, sin tratamiento previo, a la bahía y a los ríos, estos son los factores básicos de contaminación de las aguas salinas, Aproximadamente el 20% de las aguas residuales descargan en arroyos y cañadas que provienen de estas fuentes

(Presidencia de la República, 2008). Por otro lado, las descargas de aguas residuales pueden provenir de las embarcaciones (barcos de pasajeros y de carga, yates, etc.).

b) Microorganismos

La contaminación microbiológica marina debida a las bacterias, virus, parásitos y otros organismos es un problema que va en aumento. La contaminación microbiológica es resultado de fuentes de contaminación puntuales (descargas de aguas residuales) y difusas (escorrentías) (WHO, 2003; Bartram *et al.*, 2000).

Las aguas residuales domésticas descargadas en las aguas costeras contienen una mezcla de microorganismos infecciosos e inoos. Los patógenos encontrados en aguas residuales incluyen *Salmonella spp.*, *Escherichia coli*, *Streptococcus sp.*, *Staphylococcus aureus*, *Pseudomonas aeruginosa*, hongos como *Candida*, y virus como enterovirus, hepatitis, poliomielitis, influenza y herpes (Silva, 2011). Los tipos y números de patógenos en agua residual difieren dependiendo de la incidencia de enfermedades y el portador en la contribución de las poblaciones humanas, animales y la estacionalidad de las infecciones (Silva, 2011).

En el 2015 el Instituto Mexicano del Seguro Social (IMSS) informó que atendió aproximadamente 20 mil 985 casos de diarrea y gastroenteritis de presunto origen infeccioso por *E. coli*, *Samonella*, entre otros, principalmente por consumo de agua no potable (Quadratin, 2015).

c) Residuos sólidos

Se generan en hoteles, viviendas y embarcaciones, debido a su almacenamiento temporal y recolección deficiente, son arrastrados por las lluvias o arrojados por la población. Grandes cantidades de residuos sólidos llegan hasta la bahía; pueden permanecer suspendidos o sedimentados por algún tiempo en las aguas.

d) Aceites, grasas y petróleo

La base naval de la Marina, el muelle de PEMEX, las embarcaciones turísticas, deportivas y de carga, y los talleres (club de yates) vierten sobre las aguas afectando directamente a los animales y arena (debido a su superficie porosa puede contener grandes cantidades de estos contaminantes).

Por otro lado, Acapulco cuenta con 4 campos de golf con 18 hoyos cada uno dentro del club de golf, estos sitios utilizan diversos tipos de agroquímicos. Estas

sustancias son muy tóxicas o su persistencia es prolongada en el medio; los residuos son arrastrados por las lluvias y van a depositarse en las aguas salinas, se requieren largos periodos para que sean degradadas. Una vez que los contaminantes son liberados al ambiente pueden entrar a los diversos ecosistemas, tales como, aguas subterráneas, sedimentos, aportes antropogénicos, descargas industriales y plantas de tratamiento (Nhan *et al.*, 2001; Manirakiz *et al.*, 2002; Akerblom, 2004).

Los ecosistemas marinos y terrestres con altas temperaturas y precipitaciones presentan el mayor índice de dispersión de este tipo de contaminantes (Sanpera *et al.*, 2002, Bayona *et al.*, 2006).

3.2. Condiciones generales de la playa tamarindos

Como parte del reconocimiento de campo de la playa Tamarindos, efectuado los días de muestreo de agua de la playa de acuerdo con el *Instructivo de estudio sanitario para playas marinas* (USEPA, 2013), se obtuvo la información que se presenta en este apartado. Es pertinente mencionar que algunos de los datos fueron proporcionados por el Departamento de Procesamiento y Control de Información Oceanográfica y el Archivo de Información Oceanográfica Nacional de la Secretaría de Marina (SEMAR).

3.2.1. Estado del cielo

La condición cielo predominante/media se describe mediante el uso de octantes (octavos) del cielo cubierto por nubes opacas (no transparentes). La Administración Oceánica y Atmosférica Nacional (NOAA) utiliza la escala de la Tabla 3.1

Tabla 3.1 Condiciones del cielo según la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de los Estados Unidos (NOAA), (EPA, 2013).

Condiciones del cielo	Cobertura de nubes
Limpio/soleado	0/8
Mayormente limpio/soleado	1/8-2/8
Parcialmente nublado/soleado	3/8-4/8
Mayormente nublado/ nubosidad considerable	5/8-7/8
Nublado	8/8

De acuerdo con la escala descrita por la NOAA, señalada en la metodología, para el primer muestreo realizado el 1 de julio del 2015 el estado del cielo era

limpio/soleado, con aproximadamente 4 nubes. Para el segundo muestreo realizado del 26 al 27 de octubre del mismo año el estado del cielo estaba entre mayormente limpio/soleado y parcialmente nublado/soleado con una cobertura de nubes entre 2/8 y 4/8 respectivamente. La información proporcionada por la cantidad de lluvia es útil para observar una posible tormenta, por otro lado, de acuerdo con la NOAA las nubes pueden ayudar a disminuir entre 0.5 a 3°C la temperatura de las zonas mayormente nubladas.

3.2.2. Velocidad y dirección de la corriente

Como parte del estudio sanitario de la cuenca, es muy importante determinar la velocidad y dirección de la corriente, calidad del agua (datos fisicoquímicos) y el perfil de la playa.

Una corriente litoral se encuentra en la zona de rompientes y corre paralela a la costa, como resultado de las olas que rompen en un ángulo en la orilla. La velocidad y la dirección de la corriente son parámetros críticos que ayudan a identificar el efecto real o potencial de transporte de contaminantes a la zona y permiten predecir posibles condiciones insalubres causadas por emisores de alcantarillado cercanos a la playa.

Los datos de oleaje de la bahía de Acapulco disponibles fueron recabados por la SEMAR el 21 de abril del 2013 por duplicado cada segundo de las 13 horas hasta 13:08:19 reuniendo un total de 1000 datos, los datos fueron recolectados con una boya anclada en la bahía de Acapulco en las coordenadas 16°50'30.12" Norte y 99°51'38.04" Oeste, los resultados indican que la velocidad de la corrientes se encuentre entre 0.2 y 22 cm/s, en dirección norte es en promedio de -7.03 cm/s y hacia el este de -5.38 cm/s, por otro lado la dirección promedio es a 210°, finalmente la profundidad de la corrientes oscila entre 24.6 m y 24.3 m, indicando un mayor flujo de sustancias de la superficie hacia 24 m de profundidad.

La velocidad y dirección del viento son datos importantes para determinar el efecto real o potencial de transporte de contaminantes a la zona.

Por otro lado, la información de corrientes marinas se determinó del 21 al 27 de abril del 2013 de las 13:00 h a las 16:30 h con un intervalo de 10 minutos registrando un total de 886 datos, la velocidad se encuentran entre 94 cm/s y 0.5 cm/s, en dirección Norte entre 14 cm/s y -15 cm/s y al Este de 93 cm/s a -19 cm/s, la dirección de las corrientes promedio fue de 168° con un valores máximos de

306° y mínimos de 49°, con una profundidad de 24 m aproximadamente.

3.2.3. Datos fisicoquímicos 2013-2015

La SEMAR determinó en 12 sitios de muestreo algunos parámetros fisicoquímicos como temperatura ambiente, temperatura del agua, pH, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, sólidos suspendidos totales, Coliformes fecales, nitratos y nitritos, amonio, ortofosfatos, transparencia, salinidad y grasas y aceites, el sitio de muestreo cercano a la zona de estudio es el denominado Hornos-Condesa en las coordenadas 16° 50' 27.90" Norte y 99° 52' 55.70" Oeste , en la Tabla 3.4 se muestran los resultados obtenidos por dicha Secretaría, algunas muestras fueron recolectadas a 10 m de profundidad y otras en la superficie.

La temperatura del agua muestra un ligero aumento en los meses de octubre, noviembre y diciembre en comparación con los meses de abril y marzo en las muestras recolectadas a 10 m y superficiales, este fenómeno puede ser influenciado por la temperatura ambiente ya que presenta un fenómeno similar en los mismos meses. Un comportamiento parecido se presenta con los valores de pH, OD y Coliformes fecales, aumentan en octubre en ambas muestras (10 m y superficiales). Los SST aumentan en abril y disminuyen en octubre y julio (2013 y 2014 respectivamente), en cambio en el 2015 los valores aumentaron en diciembre que es un mes catalogado como “temporada alta” o de gran afluencia de vacacionistas. Los nitratos, nitritos, amonio y ortofosfatos en todos los años aumentan en abril y marzo, meses de altas temperaturas y mayor afluencia de vacacionistas, y disminuyen en octubre, noviembre y diciembre, en el mes de agosto el nivel de grasas y aceites fue de 54.56 mg/l a una profundidad de 10 metros posiblemente influenciado por las embarcaciones en la zona o por descargas de desechos.

3.2.4. Estructura termohalina

La circulación termohalina consiste en movimientos internos del agua en el océano profundo ocasionados por las diferencias de densidad, causadas por la temperatura y la salinidad. Es una característica importante del estado oceánico ya que permite el intercambio de calor y gases a través del interior del océano.

La estructura de las corrientes marinas a escala global es tridimensional, con movimientos horizontales en los que el viento juega un papel importante y movimientos verticales, en los que la salinidad y las temperaturas son las fuerzas

impulsoras. Las corrientes superficiales están ligadas, a las corrientes más profundas (Jiménez, 2014).

Por otro lado, las corrientes en el Océano Pacífico se dividen en dos grandes giros geostroficados. El giro del hemisferio Norte se mueve en sentido de las manecillas del reloj (giro dirección Este) llamada Corriente de California, lleva agua fría del norte hacia el ecuador (Garrison, 2002). En el hemisferio Sur, el giro se mueve en sentido contrario a las manecillas del reloj llevando agua fría a las aguas occidentales de Sudamérica con la Corriente de Humboldt. Ambos giros convergen y se desplazan hacia las corrientes Ecuatoriales Norte y Sur llevando agua cálida, entre estas existe una corriente que va en sentido contrario llamada Contracorriente Ecuatorial que transporta agua cálida hacia las costas de Centroamérica (Garrison, 2002, Jiménez, 2014).

Para determinar el comportamiento termohalino de la zona de Acapulco la SEMAR proporcionó información de temperatura, salinidad y densidad de 15 sitios de muestreo (enumerados de norte a sur) en el Océano Pacífico (zona denominada Océano Pacífico tropical), los datos fueron recabados el 20 de abril del 2013 (primavera) y el 4 de noviembre del 2013 (otoño). Las muestras se tomaron en diferentes profundidades medidas de acuerdo a la presión determinada en decibeles (menor recepción de decibeles, mayor profundidad). De cada lugar de muestreo se determinó la profundidad total, temperatura del agua y aire, magnitud del viento (en nudos), dirección del viento y la humedad relativa. En cada nivel de muestreo a diferentes presiones o profundidades se determinó la temperatura, salinidad y densidad.

De acuerdo a los resultados, la profundidad aumenta al alejarse de la costa, los sitios 1, 4, 7, 10 13 son los puntos cercanos a la línea de costa, por ejemplo, las profundidades en primavera son de 113 m, 213 m, 73 m, 37 m y 100 m respectivamente, en cambio los sitios 3, 6, 9, 12 y 15 son los más alejados de la costa y sus profundidades son de 1011 m, 1975 m, 1000 m, 1426 m y 1500 m respectivamente, la diferencia varía entre 898 m y 1762 m de profundidad, cabe destacar que los puntos 7, 8 y 9 se encuentran exactamente de frente al anfiteatro formado por la Bahía de Acapulco, formando de acuerdo a sus profundidades (297 m, 317 m y 1000m en primavera, respectivamente, y 97 m, 266 m y 1170 m, respectivamente en otoño) un embudo hacia la Bahía; de acuerdo con los resultados la profundidad de las zonas influye en la temperatura, salinidad y densidad de los sitios (a mayor profundidad, mayor densidad, mayor salinidad y menor temperatura).

La dirección del viento no es constante pero los valores que predominan están por encima de los 200°, por otro lado, en primavera la velocidad del viento aumenta en los puntos de los extremos (1, 2, 3, 13, 14 y 15) con valores superiores a 8.1 nudos, los sitios centrales se vieron influenciados por velocidades entre 2.2 y 7 nudos, en otoño la velocidad del viento disminuye sin ningún patrón aparente.

Referente a la temperatura superficial del agua, aumentó en otoño (aproximadamente 2°C), se observó un pequeño gradiente de temperatura superficial del mar (TSM) que va en aumento de norte a sur (del punto 1, 2, 3 al 13, 14 y 15).

En general, la zona de estudio presentó una variabilidad estacional, identificada por temperaturas y salinidades relativamente mayores durante la primavera y menores en el otoño. La temperatura y la salinidad presentan un incremento de norte a sur, con valores menores al norte y relativamente mayores al sur del área, probablemente por la influencia de la corriente proveniente de California, el tipo de agua de la Corriente de California tiene características aproximadas de 15°-20°C y entre 3.5-33.8 ups, que presenta un flujo intenso en primavera (Funes, 2001), en ninguno de los sitios se presentó estratificación térmica.

3.2.5. Perfiles de playa

La SEMAR determinó los perfiles de playa en diferentes sitios de la costa de Acapulco, en la mayoría de los casos las determinaciones eran en la parte baja de la playa (cerca del mar) y otra en la parte alta, la playa Tamarindos se encuentra entre los puntos 4 y 7, los resultados de todos los sitios no varían mucho, el perfil de playa se puede ver influenciado por el rompimiento de las olas, descargas al mar, manipulación por el hombre o tormentas tropicales.

Como resultado se obtuvo que en el punto 4 la distancia hacia la costa es de 19.61 m y la altura es de 2.03 m y para el sitio 7 la distancia hacia la costa es de 30.62 m y 1.6 m de altura, en todos los casos la pendiente es hacia el mar, si se toma en cuenta la distancia y la altura la pendiente del punto 4 es más pronunciada provocando que el escurrimiento sea con una mayor velocidad y disminuyendo el tiempo de concentración en la zona (Contralmirante Fernando Alonso Angli Rodríguez, director general adjunto de oceanografía, hidrología y meteorología, secretaria de marina, comunicación personal).

4. MARCO TEÓRICO

La mayoría de las aguas marinas para uso recreativo se encuentran cerca de centros urbanos y por lo tanto pueden verse afectadas por la presencia de aguas residuales, desechos de animales, basura, sedimentos arrastrados por las escorrentías, actividades industriales y por descargas de ríos que contienen diversos tipos de contaminantes, que pueden llegar a alterar la calidad física, química y microbiológica del agua.

En este capítulo se abordan los tres ejes del marco teórico que sustentan la presente tesis: evaluación de la calidad del agua marina, indicadores de contaminación microbiológica y estimación del riesgo microbiológico.

4.1 Evaluación de la calidad del agua marina para uso recreativo

La evaluación de la calidad del agua es el proceso global de valoración de sus propiedades físicas, químicas y biológicas en relación con la calidad natural del agua, efectos en las personas y usos, en particular los usos que puedan afectar la salud humana y la salud del mismo sistema acuático.

En este subcapítulo se explican los aspectos conceptuales y teóricos que se deben considerar en un estudio de calidad del agua marina con fines de evaluación para uso de contacto directo o primario

4.1.1 Sistema costero

Las costas litorales, son ambientes geológicos únicos debido a su composición y por los procesos físicos que sostienen, constituyen la frontera natural entre la tierra y el mar. Están formadas por sedimentos de diversos tamaños y características, que pueden ser no cohesivos, como la grava y la arena, o bien cohesivos, como arcillas y limos. El clima marítimo (oleaje, corrientes y vientos) al que está expuesto de manera constante el material, se encarga de darle forma a los ambientes costeros (González, 2013).

La atmósfera transfiere energía al océano debido a los vientos que inciden sobre su superficie, produciendo el oleaje. La energía del oleaje es disipada en la zona de rompientes, que es un área pequeña cercana a la costa, causando la transformación del patrón de oleaje, de movimiento oscilatorio y ordenado, a

caótico donde la turbulencia y las corrientes generadas movilizan y suspenden al sedimento que conforma la playa (González, 2013).

La descripción de la calidad del medio acuático requiere mediciones cuantitativas, como son determinaciones fisicoquímicas (de agua, material particulado o tejidos biológicos), pruebas biológicas/bioquímicas (DBO, pruebas de toxicidad) y mediciones cualitativas, como índices bióticos, aspectos visuales, inventario de especies, olor, etc., (Silva, 2011).

Por su parte, el monitoreo de la calidad del agua es la recopilación de información en lugares establecidos y de forma regular a fin de proporcionar los datos que puedan ser utilizados para definir las condiciones actuales, establecer tendencias, etc.

La evaluación de la calidad del agua incluye el uso de monitoreo para definir el estado del agua, para proporcionar información que permita el establecimiento de relaciones de causa-efecto. Los aspectos importantes de una evaluación son la interpretación, notificación de los resultados del monitoreo y la elaboración de recomendaciones para acciones futuras (Silva, 2011).

Se entiende por contaminación del ambiente acuático la introducción por el hombre, directa o indirectamente, de sustancias o energía que causan efectos nocivos, tales como (Silva, 2011):

- Perjuicio a los organismos vivos
- Peligros para la salud humana
- Obstaculización de las actividades acuáticas, como la pesca
- Deterioro de la calidad del agua con respecto a su uso en actividades agrícolas e industriales.

Bajo ciertas circunstancias, la contaminación del agua de contacto directo o primario es tal que la concentración de microorganismos patógenos puede causar problemas de salud a los seres humanos; entre esos microorganismos se puede mencionar *Shigella*, *Escherichia coli*, *Leptospira*, *Giardia*, *Cryptosporidium* y Adenovirus (Jawwa *et al.*, 1996, WHO, 1999).

Es indispensable determinar el tipo de microorganismos presentes y su concentración para conocer la calidad del agua, con el propósito de tomar decisiones tendentes al control de vertidos, tratamiento de aguas y conservación de ecosistemas (CYTED, 2001).

La diversidad de microorganismos patógenos en el agua y su baja concentración causa que su determinación sea difícil. Determinar la presencia de todos los microorganismos patógenos que es posible hallar en los procesos de contaminación requeriría varios días de análisis en laboratorios especializados y a costos elevados. Estas objeciones y la necesidad de hacer una evaluación rápida y confiable de la presencia de patógenos en el agua, ha mostrado la conveniencia de trabajar con microorganismos indicadores (Campos, 1999), los cuales son el reflejo de la contaminación.

Los microorganismos indicadores se caracterizan por tener un comportamiento similar al de los patógenos (concentración, reacción frente a factores ambientales y barreras artificiales), con las siguientes ventajas: su determinación es más rápida y menos costosa, son fáciles de identificar, tolerantes a variaciones ambientales y de fácil crecimiento *in vitro*. Una vez que se tiene evidencia de la presencia de microorganismos indicadores, se puede inferir que los patógenos se encuentran presentes en la misma concentración y que su comportamiento frente a diferentes factores como pH, temperatura, presencia de nutrientes y tiempo de retención hidráulica es similar a la del indicador (CYTED, 2001).

En estudios de impacto de la contaminación fecal sobre la salud de los usuarios de aguas recreacionales, se han usado varios indicadores de bacterias fecales, incluyendo *Enterococos*, para describir la calidad del agua. Estas bacterias no se postularon como los agentes causantes de las enfermedades en los nadadores, pero parecen comportarse de manera similar a los patógenos reales derivados de heces. El microorganismo indicador de contaminación fecal más utilizado pertenece al grupo de los *Enterococos* que es un subgrupo de los *Streptococos* fecales que incluyen *Streptococcus faecalis* (actualmente *Enterococcus faecalis*), *Streptococcus faecium*, *Streptococcus gallinarum* y *Streptococcus avium* (COFEPRIS, 2007).

La contaminación microbiológica marina debida a las bacterias, virus y parásitos es un problema que va en aumento. La contaminación microbiológica es resultado de fuentes de contaminación puntuales e indirectas, como la escorrentía de agua contaminada, las cuales pueden contener organismos patógenos causantes de infecciones de diversos tipos: gastrointestinales, oídos, ojos, cavidades nasales, piel y vías respiratorias (WHO, 2003; Bartram *et al.*, 2000).

Por otro lado, los seres humanos pueden estar expuestos a la contaminación microbiana por consumo de mariscos contaminados o exposición recreacional y

ocupacional a las aguas marinas contaminadas (Knap *et al.*, 2002; Fleming *et al.*, 2006).

El agua residual doméstica descargada en las aguas costeras contiene una mezcla particularmente insalubre de microorganismos infecciosos e inoos. Los patógenos encontrados en aguas residuales domésticas incluyen *Salmonella spp.*, *Escherichia coli*, *Streptococcus sp.*, *Staphylococcus aureus*, *Pseudomonas aeruginosa*, hongos como *Candida*, y virus como enterovirus, hepatitis, poliomielitis, influenza y herpes (Shahidilu, 2002).

4.1.2 Índice de calidad del agua marina

Un índice de calidad de agua (ICA) es una expresión simple de una combinación de parámetros, los cuales sirven como una medida de la calidad del agua. El índice puede ser representado por un número, un rango o un color (Fernández *et al.*, 2005).

En las grandes ciudades costeras, los efluentes descargados a los ríos aportan sustancias que contribuyen a la contaminación de las aguas superficiales, por lo que sus propiedades fisicoquímicas y microbiológicas se ven afectadas hasta poner en peligro a los usuarios y a la vida acuática.

Es necesario disponer de un índice de la calidad de las aguas marinas, que permita comunicar la información de forma eficaz, resumida y sencilla, se requiere de la utilización de métodos y técnicas que puedan ofrecer una respuesta rápida y convincente acerca del estado del agua marina, las posibilidades de su uso, la evolución temporal de sus características físico-químicas, y que permitan la toma de decisiones y medidas para preservar su calidad y evitar su deterioro (Lázaro *et al.*, 2015).

En la revisión bibliográfica sobre la utilización de índices de calidad del agua, llama la atención el hecho de que casi todos fueron concebidos para agua dulce (ríos, lagos, aguas subterráneas, etc.). Sin embargo, existen dos excepciones: los índices cubanos ICIEP, que permite clasificar las áreas de interés pesquero de la plataforma cubana (Suárez *et al.*, 2004), y C.A.L.I.M.A.R. que es un sistema para la determinación de la calidad global del agua marina, según sus índices fisicoquímicos y bacteriológicos (Fernández *et al.*, 2004). Sin embargo, nada indica que las variaciones sobre la media aritmética, usadas para los índices de calidad de aguas dulces, no sean aplicables para aguas marinas (Lázaro *et al.*, 2015).

En la presente tesis se seleccionaron los parámetros para calcular el ICA de acuerdo a dos estudios. Uno realizado en México en el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, por León en el año 1998 y el índice de calidad del agua “WQI” (Water Quality Index) de la Fundación de Sanidad Nacional de los Estados Unidos de América (NSF), en la Tabla 4.1 se muestran los parámetros que se analizan en cada institución.

Tabla 4.1 Parámetros empleados para el cálculo del ICA.

Parámetros	México (León 1998)	EE.UU. (NSF 2016)
Temperatura	✓	✓
pH	✓	✓
OD	✓	✓
DBO ₅	✓	✓
DQO	✓	
SST	✓	✓
NO ₃	✓	✓
NH ₄	✓	
Fosfatos	✓	✓
Alcalinidad	✓	
Dureza	✓	
Fenoles	✓	
Cloruros	✓	
Coliformes	✓	✓
Turbidez		

De acuerdo al comparativo de 31 parámetros oceanográficos en 20 índices de calidad del agua, se evidenció que el parámetro más utilizado fue el oxígeno disuelto, que se emplea en doce de los índices analizados (60 %), seguido de la temperatura del agua (°C), empleada en nueve índices (45 %), los coliformes fecales, el pH y la DBO₅, en ocho índices (40 %), los sólidos totales, dureza y sólidos suspendidos en tres índices (15 %) y finalmente DQO en dos índices (10 %) (Lázaro *et al.*, 2015).

Oxígeno disuelto

Este parámetro está presente en el 60 % de los ICA, ha sido el parámetro de más interés en los criterios de calidad del agua y está relacionado, principalmente, con el mantenimiento de la vida acuática (Ruiz *et al.*, 1994). Es un requerimiento esencial para la mayoría de los organismos vivos, dada su dependencia del

proceso de respiración aerobia para la generación de energía y para la movilización del carbono en la célula. Además, el oxígeno disuelto es importante en los procesos de: fotosíntesis, oxidación-reducción, solubilidad de minerales y la descomposición de materia orgánica. Los niveles de oxígeno disuelto necesarios para sostener la vida de organismos acuáticos varían de una especie a otra. Las truchas, por ejemplo, requieren concentraciones mayores a 4.0 mg/L para permanecer saludables, mientras que muchas especies de crustáceos pueden vivir y reproducirse en ambientes acuáticos donde la concentración de oxígeno disuelto oscila entre 2.0 mg/L y 0.1 mg/L (Ruiz *et al.*, 1994).

La distribución del oxígeno en cuerpos de agua naturales está determinada por el intercambio gaseoso a través de la superficie del agua, la producción fotosintética, el consumo respiratorio, por procesos físicos de advección (movimiento horizontal del aire causado principalmente por variaciones de la presión atmosférica cerca de la superficie) y difusión. Ya que el oxígeno es esencial para la mayoría de los organismos, es importante medir las variaciones por unidad de tiempo (Packard *et al.*, 1991).

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)

Es un índice que revela la cantidad de oxígeno necesario para reducir la materia orgánica, está presente en el 40% de los ICA, los valores altos de DBO son indicadores de contaminación, traen como consecuencia la eutrofización de ambientes acuáticos y la formación de condiciones anóxicas (Álvarez *et al.*, 2006).

Temperatura

Presente en el 45 % de los ICA, es uno de los factores físicos que más condicionan el desarrollo de la vida en el medio acuático. Los efectos subletales de las variaciones de la temperatura afectan al metabolismo, respiración, comportamiento, distribución, migraciones, alimentación, crecimiento y reproducción de la mayoría de los animales y plantas acuáticas. (Ruiz *et al.*, 1994)

Por otro lado, las temperaturas elevadas en el agua pueden ser indicadores de actividad biológica, química y física, por lo que es necesario medir la temperatura como un indicador de la presencia de compuestos y contaminantes. El valor de temperatura es un criterio de calidad del agua para la protección de la vida acuática (NMX-AA-007-SCFI-2013).

pH

La medición del pH del agua es muy importante para muchos tipos de muestra (presente en el 40 % de los ICA). Los valores altos y bajos de pH son tóxicos para organismos acuáticos, ya sea directa o indirectamente. Es el parámetro más importante utilizado en la evaluación de las propiedades corrosivas de un ambiente acuático. Se utilizan distintos métodos de determinación, que van desde la simple utilización de papel indicador a métodos utilizando un medidor de pH (NMX-AA-008-SCFI-2011).

El pH tiene un impacto directo sobre los usuarios del agua recreacional a valores muy bajos o muy altos. Bajo estas circunstancias, el pH puede tener efectos sobre la piel y los ojos. La irritación de la piel parece estar ligada a pH alto. Es probable que la irritación o dermatitis sean causadas directamente por alto o bajo pH, sin embargo, estas condiciones pueden ser exacerbadas, particularmente en sujetos sensitivos. Un pH bajo o alto también puede exacerbar la irritación de los ojos por químicos (Silva, 2011).

Coliformes fecales

Son un grupo de bacterias típicas del intestino humano que se eliminan normalmente por las heces, los Coliformes fecales (40 % de presencia en los ICA), incluyen entre otras, al género *Escherichia*, cuya especie más representativa es *E. coli*. Es el grupo más empleado como indicador de contaminación fecal en los criterios de calidad microbiológica, tanto para aguas de baño como para aguas de cultivo de moluscos (Ruiz *et al.*, 1994).

4.2 Microorganismos indicadores de contaminación fecal en playas para uso recreativo

Como se explicó en el apartado 4.1, se requiere el uso de microorganismos indicadores porque en las probables zonas de estudio se pueden presentar varios tipos de microorganismo o sustancias contaminantes, lo que haría a los análisis más complejos y con un costo mayor. En este apartado se describe la evolución del empleo de microorganismos indicadores de contaminación fecal en playas, desde los primeros estudios sobre el tema realizados a principios del siglo XX.

4.2.1. Microorganismos indicadores para la evaluación de la calidad del agua en playas-

La Asociación Americana de Salud Pública (APHA) de los Estados Unidos de América realizó las primeras evaluaciones sobre calidad del agua de contacto primario e incidencia de enfermedades, a principios de 1920. Dicha Asociación estudió la ocurrencia común de enfermedades infecciosas que pueden adquirirse en piscinas y otros lugares de recreación (Simons *et al.*, 1922). Más tarde en 1928, Winslow y Moxon realizaron un estudio de la contaminación del agua en el Puerto de New Haven, en los Estados Unidos de América, en donde se relacionó el padecimiento de fiebre tifoidea con el hecho de nadar en aguas altamente contaminadas. Sin argumentos que lo justificaran, expresaron que la densidad de coliformes en aguas de recreación de contacto primario no debía exceder 100 NMP/100 mL. En 1930 Coburn sugirió un límite máximo permisible de coliformes de 10,000 NMP/100 mL y citó un balneario en donde las densidades de coliformes eran consistentemente más altas que dicho límite sin causar aparentemente enfermedades a los bañistas (Coburn, 1930).

En 1972, el Comité de Criterios de Calidad del Agua, Academia Nacional de Ciencias (Committee on Water Quality Criteria, National Academy of Sciences) de los Estados Unidos, determinó lo siguiente: "No se hace ninguna recomendación específica concerniente a la presencia o concentración de microorganismos en aguas de recreación debido a la insuficiencia de datos epidemiológicos válidos".

En 1975, Moore y colaboradores aplicaron de manera efectiva por primera vez las guías bacteriológicas para el agua de mar, basándose en el estudio ya citado, realizado por Winslow y Moxon. El estándar de coliformes en el estado de California, E.U.A. era de 1000 NMP/100 mL, se desarrolló durante los años 1940 y fue adoptado en muchas otras áreas. Se basaron en consideraciones estéticas para obtener este estándar, pues observaron que cuando las densidades de coliformes totales permanecían consistentemente en menos de 1000 NMP/100 mL (más del 80% del tiempo), las playas se mantenían satisfactoriamente desde el punto de vista estético, sin evidencias visuales de contaminación por desagües (Ludwig, 1983).

En 1976 la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) presentó guías de coliformes fecales con la justificación principal de la existencia de una relación entre densidades de coliformes fecales y la frecuencia de aislamientos de Salmonella en las aguas superficiales. La guía final propuesta por la USEPA expresaba: "con base en un mínimo no menor de cinco muestras

tomadas en un período no mayor a 30 días, el contenido de coliformes fecales de aguas de recreación de contacto primario no debe exceder un promedio logarítmico de 200 NMP/100 mL, así como no más del 10% del total de muestras durante cualquier período de 30 días deben sobrepasar 400 NMP/100 mL".

En un estudio realizado en las playas de la Ciudad de Nueva York, que abarcó un periodo de tres años (1973-1975), se determinó que, como organismo indicador, los *Enterococos* tienen la mejor correlación con síntomas gastrointestinales (vómitos, diarreas, náuseas o dolor de estómago) atribuidos a natación en aguas contaminadas. Se evaluaron también otros indicadores, como: Coliformes totales (*Kebsiella*, *Citrobacter-Enterobacter*), Coliformes fecales, *Escherichia coli*, *Seudomonas aeruginosas*, *Clostridium penfringens*, *Aeromonas hydrophila*, *Vibrio parahaemolyticus* y *Salmonella sp.* La superioridad del Enterococo como organismo indicador se constató en estudios posteriores, dado que se observó una relación lineal entre la densidad media de *Enterococos*/100 mL y los síntomas gastrointestinales asociados con la natación en 1000 personas (Cabelli *et al.*, 1983).

En 1983 se reporta que el límite de coliformes totales en los Estados Unidos es de 1000 NMP/100 mL considerando dos fuentes de investigación: el riesgo predicho de Salmonelosis de acúculos hechos por Streeter en 1951 sobre la incidencia de especies de *Salmonella* en aguas de recreación de contacto primario y la realización de monitoreos microbiológicos realizados en las playas de Connecticut. Este estándar fue adoptado por muchas otras agencias estatales de Estados Unidos (Cabelli *et al.* 1983, Scott *et al.*, 1951).

A partir de los estudios epidemiológicos efectuados a nivel mundial, la Organización Mundial de la Salud (OMS) publicó las "Guías mundiales para ambientes seguros en aguas recreativas" (OMS, 1998). Se evaluaron 37 estudios, pero sólo 22 cumplieron con los criterios para ser considerados (Pruss *et al.*, 1998).

De los 22 estudios seleccionados, 18 fueron estudios prospectivos de cohorte, 2 fueron retrospectivos de cohorte y 2 fueron pruebas controladas al azar. Un estudio de cohorte es un estudio epidemiológico, observacional, analítico, longitudinal prospectivo, en el que se hace una comparación de la frecuencia de enfermedad entre dos poblaciones, una de las cuales está expuesta a un determinado factor al que no está expuesta la otra, los individuos se seleccionan en función de la presencia de una determinada característica o exposición. Son

monitoreados durante cierto tiempo para observar la frecuencia con que la enfermedad aparece en cada uno de los grupos.

Los organismos indicadores fecales incluyendo Coliformes totales, Coliformes fecales y *Enterococos* se han empleado ampliamente en el mundo para evaluar la calidad del agua y estimar el riesgo a la salud asociado al contacto con agua marina (Cabelli *et al.*, 1983; Turbow, 2003; Shibata *et al.*, 2004). En un estudio realizado en el 2002 se estimó que las enfermedades relacionadas a los desechos causan pérdida económica de aproximadamente 8.8 billones por año (Knap *et al.*, 2002). Las especies de *Streptococos* prevalecen de diferente manera entre heces animales y humanas. El grupo contiene especies de dos géneros: *Enterococos* y *Streptococos*. Sin embargo, el término *Enterococo* incluye varias especies de ambos géneros. Las especies predominantes en los ambientes acuáticos contaminados son *Enterococcus faecalis*, *E. faecium* y *E. durans* (WHO, 2003).

4.2.2. Comportamiento de los microorganismos indicadores en el ambiente acuático

Los contaminantes que ingresan al mar sufren fenómenos de transporte, difusión y, en su caso, decaimiento, en función de sus características propias y de la hidrodinámica del medio marino receptor. No obstante, es pertinente mencionar que la concentración del contaminante en el cuerpo de agua, en la mayoría de los casos, es gobernada principalmente por la advección (debida a las velocidades del flujo) más que por la difusión (Herrera *et al.*, 2005).

Entre los diversos parámetros empleados para evaluar la calidad del agua, los Coliformes fecales y los *Enterococos* son los indicadores más apropiados para determinar contaminación de origen fecal en agua de mar (Herrera *et al.*, 2005). Especialmente los *Enterococos* son considerados mejores indicadores, debido a la relación directa que han mostrado tener con enfermedades de la piel, digestivas y de las mucosas; (Yamahara *et al.*, 2009). La medición de estas bacterias en las aguas litorales como indicadores de la calidad del agua se encuentra legislada en la norma mexicana NMX-AA-120-SCFI-2006 para la clasificación de las playas y las aguas recreativas.

Es complicado modelar el comportamiento de estos indicadores porque influyen muchos factores, por ello en su modelación numérica es común hallar niveles de incertidumbre de hasta 500% (Sanders *et al.*, 2005). Destacan los factores físicos, ecológicos y biológicos entre los que gobiernan la evolución de estas bacterias, al ser descargadas en aguas marinas. Los factores físicos provocan cambios en la

concentración de las poblaciones al actuar fenómenos como la dispersión y el transporte debido a la hidrodinámica. Simultáneamente, agentes ecológicos como la radiación solar, la temperatura del agua y la salinidad, causan inactivación o decaimiento de estas bacterias. Finalmente, existen factores biológicos, tales como la competencia y depredación.

4.2.3. Género *enterococcus*

El término *Enterococos* fue utilizado por primera vez en 1899 por Thiercelin para describir diplococos grampositivos de origen intestinal que formaban pares o cadenas cortas. Estos microorganismos fueron clasificados dentro del género *Streptococcus* como *Streptococcus faecalis* por Andrewes y Horder en 1906. Un segundo microorganismo fecal, *Streptococcus faecium*, que presentaba características similares al anterior fue descrito por Orla-Jensen en 1919 (Morrison *et al.*, 1997).

Los *Enterococos* son células esféricas u ovoides, con un tamaño aproximado de 0.6 - 2.0 μm de ancho por 0.6 - 2.5 μm de largo. Se presentan en forma de pares o de cadenas cortas. Son cocos Gram positivos, no formadores de endosporas y no motiles. Son microorganismos anaerobios facultativos, quimiorganotrofos, con metabolismo fermentativo. Tienen la habilidad de crecer en presencia de 6.5 % de NaCl, entre 10 y 45 °C (su temperatura de crecimiento óptimo es a 37 °C) y un pH de 9.6. Son capaces de hidrolizar la esculina en presencia de 40 % de bilis y poseen la enzima pirrolidonil arilamidasa (Quiñones *et al.*, 2008). Las colonias en los medios sólidos, generalmente son de incoloras a grises, y tienen de 2 a 3 mm de diámetro a los dos días de incubación (Díaz *et al.*, 2010). Pueden ser no hemolíticos (Porte *et al.*, 2007).

Los *Enterococos* forman parte de la microbiota normal del tracto gastrointestinal humano y del tracto genital de la mujer. Las especies más frecuentes en los aislamientos clínicos son *E. faecalis* y *E. faecium* en un 90 % de los casos (Porte *et al.*, 2007). Otras especies como *E. gallinarum*, *E. raffinossus*, *E. casseliflavus* y *E. avium* se aíslan en menor proporción (Quiñones *et al.*, 2008). Sin embargo, *E. faecalis* es la especie más abundante en el tracto gastrointestinal de los humanos, lo cual podría explicar su prevalencia en los aislamientos clínicos (Díaz *et al.*, 2010, Köhler *et al.*, 2007).

Por otro lado, los *Enterococos* también pueden estar presentes en suelo, alimentos, agua, plantas, animales e insectos y suelen considerarse buenos indicadores de contaminación fecal debido a que son muy resistentes a



condiciones adversas como la congelación y la desecación (Diaz *et al.*, 2010, Yamahara *et al.*, 2009).

A causa de los cambios en la taxonomía del género *Streptococcus* y la aparición de nuevas especies dentro del género *Enterococcus* se ha dado un nuevo enfoque a este indicador de contaminación y se ha propuesto en la actualidad el término *Enterococos* y *Estreptococos* intestinales para referirse a las bacterias de origen fecal de estos dos géneros que son utilizadas como indicador (Tabla 4.2). Existen 13 especies de los géneros *Enterococcus* y *Streptococcus* que se consideran de origen fecal o intestinal. En un ensayo comparativo realizado a gran escala en 1995 se redujo a cuatro especies: *Enterococcus faecium*, *Enterococcus faecalis*, *Enterococcus durans* y *Enterococcus hirae* en un intento para reducir la variabilidad. En la práctica los términos estreptococo fecal, *Enterococos*, enterococo intestinal y grupo *Enterococcus* pueden referirse a la misma bacteria (Goodfree *et al.*, 1997).

Tabla 4.2. Géneros: *Enterococcus* y *Streptococcus* las especies de origen fecal o intestinal (Goodfree *et al.*, 1997).

Especies	Origen Intestinal	Especies	Origen Intestinal
<i>Enterococcus</i>		<i>Streptococcus</i>	
<i>faecium</i>	Hombre, ganado vacuno, cerdo, ave	<i>bovis</i>	Hombre, ganado vacuno, cerdo
<i>faecalis</i>	Hombre, ganado vacuno, cerdo, ave	<i>intestinalis</i>	Hombre
<i>durans</i>	Hombre, cerdo, ave	<i>equinus</i>	Hombre, ganado vacuno, cerdo
<i>hirae</i>	Hombre, cerdo, ave	<i>alactolyticus</i>	Cerdo, ave
<i>avium</i>	Hombre, ganado vacuno, cerdo, ave	<i>suis</i>	Cerdo
<i>gallinarum</i>	Hombre, ave		
<i>cecorum</i>	Ganado vacuno, cerdo, ave		
<i>columbae</i>	Ganado vacuno, cerdo, ave		

4.3. Evaluación de riesgo a la salud

El propósito de este subcapítulo es abordar los aspectos fundamentales de la evaluación del riesgo, para estimar los riesgos a la salud asociados con la presencia de patógenos en el agua de una playa para uso recreativo.

El inicio de las evaluaciones de riesgo a la salud fue en 1976, cuando se publicaron las Guías para la evaluación de riesgo carcinogénico de la EPA. Los dos tipos de evaluación de riesgos que son más empleados son:

- Riesgos basados en la salud. Para estos riesgos, la atención general se centra en la salud humana. Los riesgos sobre la salud puede implicar alta probabilidad, baja consecuencia, períodos prolongados (exposiciones crónicas) y los efectos retardados en donde las relaciones de causa y efecto son difíciles de establecer. Esta categoría también incluye los riesgos microbianos, que normalmente tienen efectos a corto plazo (agudos), sin embargo, las consecuencias de la infección microbiana pueden persistir durante toda la vida del individuo.
- Riesgos ecológicos. La atención se centra en las interacciones entre las poblaciones, comunidades y ecosistemas (incluyendo las cadenas tróficas) tanto a nivel micro como macro. Los riesgos ecológicos suelen incluir catástrofes a corto plazo y la exposición a largo plazo (Haas, 1983).

4.3.1 El concepto de evaluación del riesgo

Se puede definir la evaluación de riesgos como el proceso de estimar tanto la probabilidad de que ocurra un evento, como la probable magnitud de sus efectos adversos sobre salud, seguridad, ecología, etc.

El proceso de evaluación de riesgos consta de cuatro etapas básicas: 1) Identificación de peligros; 2) Evaluación de la exposición; 3) Evaluación dosis-respuesta; y 4) Caracterización del riesgo.

La etapa de identificación de peligros consiste en definir el peligro y la naturaleza del daño, por ejemplo, la identificación en agua de bebida de un contaminante químico, como plomo, y documentar sus efectos tóxicos en los humanos.

La evaluación de la exposición es la etapa en la que se determina la concentración de un agente contaminante en el ambiente y se estima su tasa de ingesta en los diferentes organismos. Por ejemplo, encontrar la concentración de aflatoxinas en la mantequilla de cacahuete y la determinación de la dosis que recibiría a una persona "promedio".

La evaluación dosis-respuesta se refiere a la cuantificación de los efectos adversos derivados de la exposición a un agente peligroso basado en el grado de

exposición. Esta evaluación normalmente se expresa matemáticamente, muestra la respuesta en los organismos vivos a dosis crecientes del agente.

La etapa de caracterización de riesgo consiste en la estimación del impacto potencial causado por el peligro con base en la gravedad de sus efectos y la cantidad de exposición.

Cuando ya se tienen caracterizados los riesgos, se inicia el proceso de gestión de riesgos, en el que se evalúan las opciones normativas, considerando los aspectos sociales, políticos y económicos, así como los problemas de ingeniería inherentes a una propuesta de solución.

Un componente importante de la gestión de riesgos es la comunicación, que es el proceso interactivo de información e intercambio de opiniones entre los individuos, grupos e instituciones.

La evaluación de riesgos proporciona un marco eficaz para determinar la urgencia relativa de los problemas y la asignación de recursos para reducir los riesgos. Utilizando los resultados de los análisis de riesgo, se pueden dirigir los esfuerzos a la prevención, remediación y control hacia las áreas, fuentes o situaciones en las que se pueden obtener las mayores reducciones del riesgo con los recursos disponibles. Sin embargo, la evaluación de riesgo no es un procedimiento absoluto, más bien, se trata de una evaluación multifacética (Gerba, 2006).

4.3.2 El proceso de evaluación del riesgo

Identificación de peligros

El primer paso en la evaluación del riesgo es determinar la naturaleza del peligro. Para los problemas relacionados con la contaminación, el riesgo en cuestión es por lo general un producto químico específico, un agente físico (irradiación), o un microorganismo identificado con algún malestar o enfermedad específica. Así, al identificar el componente contaminante que se considera peligroso, se realiza una revisión de toda la información biológica y química relevante sobre el posible agente para asegurar que representa una amenaza específica.

Se pueden utilizar los estudios clínicos específicos relativos a una enfermedad, para identificar riesgos muy grandes, la mayoría de los estudios epidemiológicos pueden detectar riesgos bajos aproximadamente entre 1/1000, y estudios epidemiológicos muy grandes pueden examinar los riesgos en el rango de 1/10000. Generalmente se limitan los riesgos por debajo de 1/100000 para

enfermedades mortales como el cáncer, estos riesgos a menudo se estiman por extrapolación de los efectos al administrar dosis altas en animales (Haas, 1983).

Evaluación de la exposición

Evaluación de la exposición es el proceso de medición o estimación de la intensidad, frecuencia, y duración de la exposición humana a un agente ambiental. La exposición a contaminantes puede tener lugar por inhalación, ingestión o absorción. Las fuentes de contaminación, mecanismos de liberación y transporte son los aspectos importantes de la evaluación de la exposición, así como la naturaleza, ubicación y patrones de actividad de la población expuesta. Esto explica los factores y procesos que influyen en el transporte y destino de un contaminante.

Una vía de exposición es el curso que un agente lleva desde una fuente a un receptor (por ejemplo, humano o animal) a través de portadores ambientales o de medios de comunicación, por ejemplo, el aire (compuestos volátiles, partículas) o agua (compuestos solubles).

La cuantificación de la exposición, el consumo o la dosis potencial puede implicar ecuaciones con tres conjuntos de variables:

- Las concentraciones de productos químicos o microbianos en los medios.
- Las tasas de exposición (magnitud, frecuencia, duración).
- Cuantificación biológica, características de los receptores (por ejemplo, el peso corporal, la capacidad de absorción para algunos productos, nivel de inmunidad a patógenos microbianos).

La concentración de exposición se deriva de los datos medidos y/o modelados. Generalmente es posible identificar los receptores potenciales y puntos de exposición mediante las observaciones de campo e información adicional. Sin embargo, rara vez es posible anticipar todos los puntos potenciales de exposición y medir todas las concentraciones ambientales en todas las condiciones.

Con el fin de estimar la tasa de exposición a través de diferentes vías de exposición, es necesario considerar muchos factores. Por ejemplo, una sustancia a través de agua potable, primero se calcula el consumo medio diario de esa agua. Pero esto no es tan fácil porque la ingesta diaria de líquidos varía mucho de un individuo a otro. Por otra parte, el consumo de agua depende de la cantidad de líquido que se consume y cuánto se ingiere en forma de refrescos y otras fuentes de agua. El consumo de agua también cambia significativamente con la edad, el

peso corporal, la dieta, y el clima. Debido a estos factores tan variables, la EPA ha sugerido una serie de valores muy conservadores "por defecto" de exposición que pueden ser utilizados en la evaluación de los contaminantes en el agua, las verduras, el suelo, etc. (Tabla 4.3) (Gerba, 2006).

Tabla 4.3. Factores de exposición estándar de la EPA

Uso de suelo	Vía de exposición	Ingesta diaria	Frecuencia de exposición (día/año)	Duración de exposición (años)
Residencial	Ingestión de agua potable, ingestión de tierra y polvo, inhalación de contaminantes	2 L/día, 200 mg (niños), 100 mg (adultos), 20 m ³ (total)	350	30, 6, 24, 30
Industrial y comercial	Ingestión de agua potable, ingestión de tierra y polvo, inhalación de contaminantes	1 L, 50 mg, 20 m ³ (día de trabajo)	250	25
Recreacional	Consumo de pescado de la zona	54 g	350	30

Fuente: Modificado de Kolluru, 1993. Publicaciones científicas, 1996, Academic Press, San Diego California

Evaluación dosis-respuesta

Los productos químicos y otros contaminantes no tienen la misma capacidad para causar efectos adversos. Para determinar dicha capacidad es necesario contar con datos cuantitativos, posiblemente derivados de estudios ocupacionales, clínicos, y epidemiológicos. La dosis se reporta en miligramos de sustancia o patógeno ingerido, inhalado o absorbido a través de la piel por kilogramo de peso corporal por día (mg/kg día). Los efectos pueden variar ampliamente, desde ningún efecto observable a los efectos temporales y reversibles, de una lesión de órganos permanente a un deterioro funcional crónico, hasta la muerte.

El objetivo de una evaluación de la dosis-respuesta es la obtención de una relación matemática entre la cantidad (concentración) de una sustancia tóxica o microorganismo a la que está expuesto un ser humano y el riesgo de un resultado adverso de esa dosis.

Caracterización del riesgo

La fase final del proceso de evaluación de riesgos es la caracterización del riesgo. En esta fase, se integran evaluaciones de la exposición y la dosis-respuesta para producir probabilidades de efectos que se producen en los seres humanos en condiciones de exposición específicas. Los riesgos cuantitativos se calculan de acuerdo a los medios y las vías involucradas.

4.3.3 Evaluación de riesgos microbiológicos

Los brotes de enfermedades transmitidas por el agua, causadas por microorganismos, generalmente ocurren cuando se contamina el suministro de agua de manera significativa. En casos de altos niveles de contaminación, la exposición, causa y efecto son relativamente fáciles de determinar. Sin embargo, en los niveles bajos de contaminación es difícil su determinación por métodos epidemiológicos. La exposición a largo plazo a algunos microorganismos puede tener un impacto significativo en la salud, pero se requiere una forma de medir ese impacto.

Actualmente los métodos pueden detectar niveles bajos (1 organismo por 1000 litros) de organismos patógenos en el agua, incluyendo virus entéricos, bacterias y protozoos. El problema es que los riesgos para la comunidad por estos niveles bajos en el suministro de agua no son como los planteados por los niveles bajos de toxinas, químicos o agentes cancerígenos. Por lo tanto, la evaluación del riesgo microbiano es un proceso que permite estimar las respuestas en términos del riesgo de infección de una manera cuantitativa.

Para la evaluación del riesgo microbiano generalmente se siguen los pasos generales ya descritos en el subcapítulo anterior; identificación de peligros, evaluación de exposición, dosis-respuesta, y la caracterización del riesgo. Las diferencias están en los supuestos específicos, modelos y métodos de extrapolación utilizados.

La identificación de peligro en el caso de patógenos es complicada porque se pueden presentar diversos resultados, desde una infección asintomática hasta la muerte, estos resultados dependen de la compleja interacción entre el agente patógeno y el anfitrión, esta interacción depende de las características del huésped y de la naturaleza del patógeno. Los factores del huésped, como: edad, nutrición, competencia inmunológica, y otros factores no específicos. Los factores del patógeno, como: cepa del organismo y capacidad para provocar una respuesta inmune.

Otra problemática son las infecciones sub-clínicas (asintomáticos), son infecciones (crecimiento del microorganismo en el cuerpo humano) que no presentan sintomatología de alguna enfermedad como fiebre, dolor de cabeza, o diarrea, lo cual puede provocar que los individuos alberguen y transmitan a un patógeno.

En general, se puede decir que los bebés, niños, ancianos y los inmunocomprometidos son los que tienen mayor riesgo en la mayoría de las enfermedades (Gerba *et al.*, 1996). Por ejemplo, la tasa de mortalidad (%) para Salmonella en la población general es de 0,1%, pero en la población de riesgo se ha observado hasta un 3,8%. La tasa de mortalidad para bacterias entéricas comunes varía de 0,1 a 0,2% en la población general, las enfermedades entéricas bacterianas pueden ser tratadas con antibióticos, pero no hay tratamiento disponible para los virus entéricos (Tabla 4.4) (Haas, 1983).

Tabla 4.4 Tasas de casos de letalidad para virus entéricos y bacterias

Organismo	Tasa de letalidad (%)
Bacterias	
<i>Shigella</i>	0.2
<i>Salmonella</i>	0.1
<i>E. coli</i> 0157:H57	0.2
<i>Campylobacter jejuni</i>	0.1

Fuente: de Gerba *et al.*, 1993 y Gerba *et al.*, 1996.

Un problema en la evaluación de la exposición es la determinación de la dosis. Se calcula con base en estudios para determinar la dosis infecciosa de los microorganismos entéricos en voluntarios humanos, debido a que algunas veces la determinación de la dosis infecciosa en animales y la extrapolación a los seres humanos no es posible.

En algunos casos como *Shigella*, la infección puede ser inducida en primates pero no se sabe si las dosis se pueden extrapolar a los humanos. Muchos de los datos existentes sobre las dosis infecciosas de virus se han obtenido con el virus en vacunas atenuadas o no virulentas.

En la literatura microbiológica, la dosis infecciosa mínima implica que existe una dosis umbral para los microorganismos. El término que se utiliza se refiere a la dosis ID₅₀ que es aquella con la que el 50% de los animales o los seres humanos expuestos se infectan o exhiben cualquier síntoma de una enfermedad. El paso siguiente es elegir un modelo dosis-respuesta, cuya abscisa es la dosis y la ordenada el riesgo de infección. La elección del modelo es fundamental para no sobreestimar o subestimar los riesgos. Por ejemplo, un modelo exponencial

(distribución Beta-Poisson) o un log-probit (logaritmo normal simple, exponencial o de distribución) (Haas, 1983).

Se ha observado que estos modelos se adaptan mejor a los datos experimentales.

Para el modelo Beta-Poisson (Ecuación 4.1), la probabilidad de infección de una sola exposición, P, puede ser descrito como sigue:

$$P = 1 - \left(1 + \frac{N}{\beta}\right)^{-\alpha}$$

Ecuación 4.1. Beta-Poisson

Donde N es el número de organismos ingeridos por la exposición y α y β representan parámetros que caracterizan la interacción hospedero-patógeno (curva de dosis-respuesta). Los valores de α y β se determinaron a partir de estudios en humanos (Tabla 4.5). Para algunos microorganismos, un modelo exponencial puede representar mejor la probabilidad de infección.

Tabla 4.5 parámetros dosis-respuesta con un mejor ajuste en estudios de la ingesta de patógenos entéricos.

Microorganismo	Mejor modelo	Parámetros del modelo
<i>Cryptosporidium</i>	Exponencial	r=0.004191
<i>Guardia lamblia</i>	Exponencial	r=0.002
<i>Salmonella</i>	Exponencial	r=0.00752
<i>E. coli</i>	Beta-Poisson	$\alpha=0.1705$ $\beta=1.61 \times 10^6$

Fuente: Modificado de Regli *et al.*, 1991,

En resumen, la evaluación de riesgos es una herramienta importante para la toma de decisiones en el campo de la reglamentación. Este enfoque se utiliza para explicar los riesgos químicos y microbianos, así como los impactos en el ecosistema. Los resultados de estas evaluaciones se pueden utilizar para informar los riesgos de la probabilidad y la magnitud de los posibles daños a la salud resultante de la exposición a diferentes concentraciones de contaminantes, en el caso de playas el riesgo está asociado a la natación en aguas contaminadas. Por otra parte, este proceso permite la cuantificación y la comparación de los diversos riesgos y ayuda en el proceso de toma de decisiones. Esta información también se puede utilizar para evaluar el costo y los beneficios de las opciones de remediación y control (Gerba, 2006, Haas, 1983).

5 METODOLOGÍA

En este capítulo se describen los métodos y procedimientos que se emplearon en los trabajos de campo y laboratorio, así como las actividades de gabinete realizadas para evaluar la calidad del agua de la playa Tamarindos, identificar las fuentes de contaminación y estimar el riesgo a la salud por presencia de microorganismos indicadores de contaminación fecal.

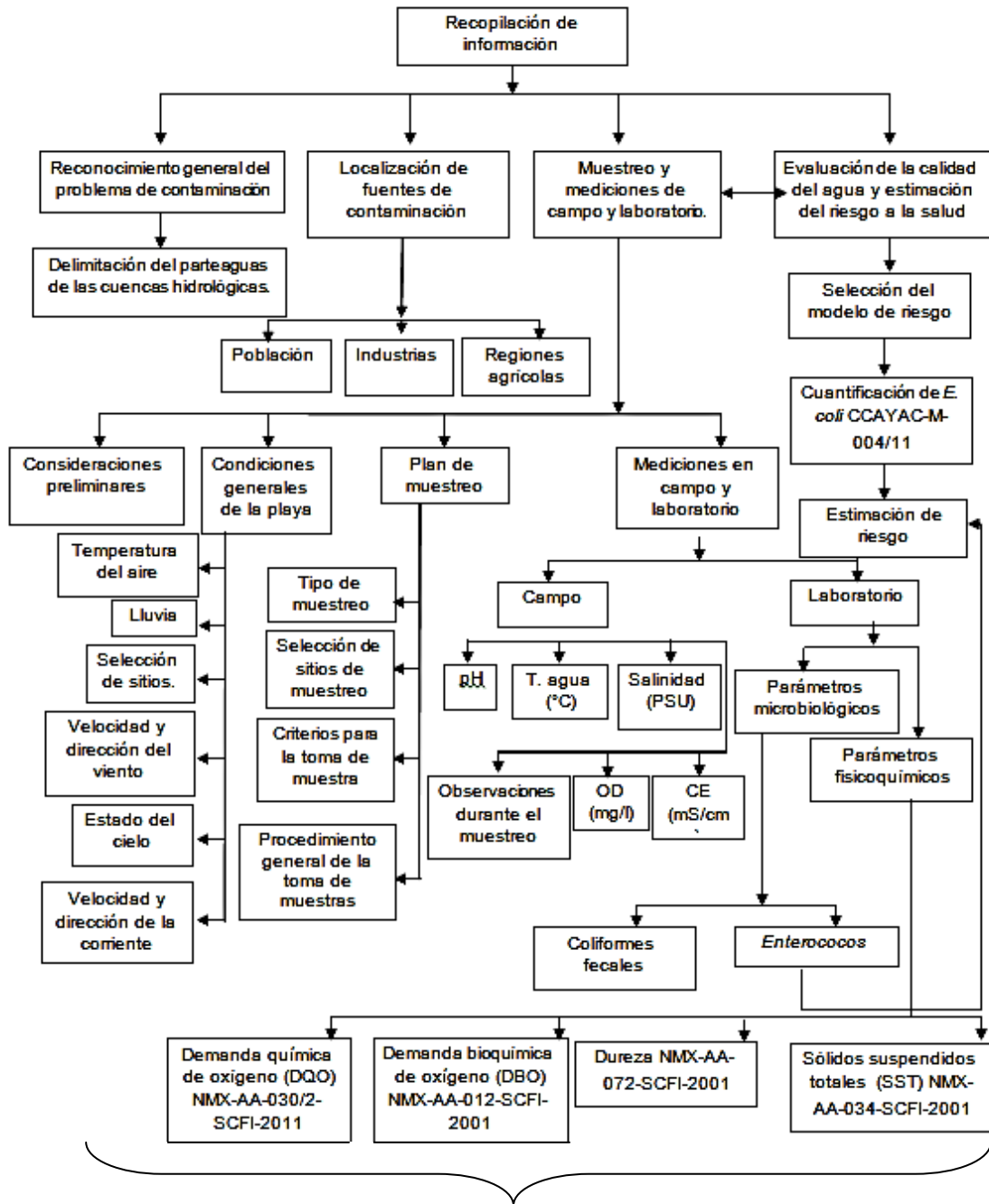
En la Figura 5.1 se muestra el diagrama de la secuencia de actividades desarrolladas para lograr los objetivos planteados. El trabajo de investigación se realizó en cuatro etapas generales:

- a) Reconocimiento general del problema de contaminación en la zona de estudio.
- b) Localización de fuentes de contaminación.
- c) Muestreo y mediciones de campo y laboratorio.
- d) Evaluación de la calidad del agua y estimación del riesgo a la salud de los usuarios de la playa.

Para definir la metodología se utilizó como referencia, pero no exclusivamente, el manual elaborado por la Environmental Protection Agency (EPA) de los Estados Unidos de América, titulado Marine Beach Sanitary Survey, User Manual (EPA, 2013).

La EPA elaboró el manual citado con el propósito de que los gobiernos de estados costeros de EUA dispusieran de procedimientos para identificar y sintetizar información relativa a playas y cuencas, con el objetivo de mejorar la calidad del agua para baño, con un enfoque técnicamente apropiado, que permite identificar las fuentes de contaminación.

Es pertinente mencionar que el manual de la EPA se refiere a dos tipos de estudios sanitarios: a) De rutina en el sitio de estudio, y b) Estudios sanitarios anuales. En el primer tipo, a partir de un formulario base, se documentan los métodos utilizados para recopilar datos en las zonas de estudio y se toman muestras de agua. En el segundo tipo se registra información de la cuenca, destacando aquellos aspectos que puedan afectar a la calidad del agua de la playa. Entre la información a recopilar se incluye la ubicación de tanques sépticos en la cuenca hidrológica y los usos del suelo existentes.



Caracterización de la calidad del agua

Figura 5.1. Diagrama de flujo de la secuencia de actividades realizadas como parte de la metodología.

La primera actividad de la metodología propuesta fue la recopilación de información, que inicialmente consistió en la búsqueda de estudios realizados acerca de la Bahía de Santa Lucía en general y de la Playa Tamarindos en particular, principalmente referentes a la calidad del agua.

5.1. Reconocimiento general del problema de contaminación en la zona de estudio

Al iniciar el estudio para evaluar la contaminación del agua de la playa, se hizo un reconocimiento preliminar del problema en la zona, con el fin de planear los trabajos de campo.

Las actividades consistieron en una visita de inspección para recopilar y revisar planos e información disponible de la zona.

Se recabaron bases de datos de calidad del agua y la información pertinente sobre las posibles fuentes de contaminantes que afectan a la playa.

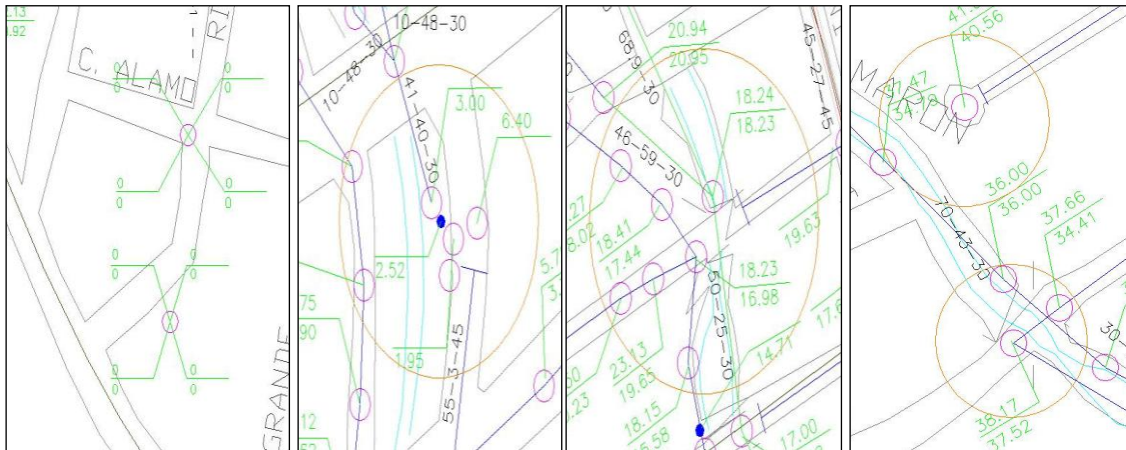
El municipio de Acapulco es atravesado por varios cauces, entre los que destacan el Río Camarón y el Arroyo Aguas Blancas. Existe una densa población asentada en sus respectivas subcuencas, así como numerosas empresas micro, pequeñas y medianas; ambos cauces desembocan en la playa Tamarindos, de importancia turística.

Como parte del estudio se solicitó el apoyo del Departamento de Estudios y Proyectos Ejecutivos de la Comisión de Agua Potable y Alcantarillado del Municipio de Acapulco (CAPAMA) para contar con el plano de la red de alcantarillado. Empleando el programa AutoCAD Civil 3D 2016 se delimitó el área de estudio (Figura 5.2); de acuerdo con los planos se observó que sobre el cauce del río están construidos más de 200 pozos de visita, en algunos de ellos no se observó su conexión con las líneas sanitarias. Existen puntos en donde el trazo del alcantarillado evidencia alcantarillas que parecen descargar en el cauce del Río Camarón (Figura 5.3).



Figura 5.2. Trazo general de la red de alcantarillado en las cuencas de los Ríos Camarón (Este) y Arroyo Aguas Blancas (Oeste), Municipio de Acapulco, Guerrero. El contorno amarillo delimita las dos áreas de estudio, las acotaciones de color verde indican la elevación de la tubería del alcantarillado municipal, en

azul se representan las tuberías del alcantarillado municipal presentes en la zona y las líneas rojas indican la localización de los colectores sanitarios.



POZO DE VISITA COMUN

CABEZA DE ATARJEJA

ATARJEJA SANTARIA

LONG. - PEND. - DIAM.

COTA DE RASANTE

COTA DE PLANTILLA

ATARJEJA CON SENTIDO DE FLUJO

POZO DE VISITA CON CAIDA

ARROYO

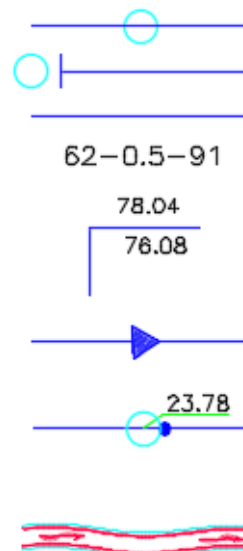


Figura 5.3 Sitios encontrados en la revisión del plano de alcantarillado sanitario de Acapulco, donde se observa que no existe conexión de pozos de visita común a la red de alcantarillado municipal.

Se identificaron diversas áreas carentes de alcantarillado sanitario, principalmente en las zonas altas de las subcuencas (Figura 5.1). Se determinó el área de estas zonas sin alcantarillado, posteriormente con los datos del Inventario Nacional de Viviendas del 2015 realizado por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía

(INEGI) se obtuvieron las viviendas particulares habitadas por manzanas de acuerdo a las zonas antes mencionadas.

5.1.1. Delimitación del parteaguas de las cuencas hidrológicas con influencia en la playa

En general, una cuenca es toda área drenada por una corriente o sistema de corrientes, constituye la principal unidad territorial donde el agua que proviene del ciclo hidrológico, es captada, almacenada y disponible como oferta de agua. Los límites de la cuenca se definen por la forma del paisaje y corresponden a las partes más altas del área que encierra un río (también llamado parteaguas) (CONAFOR, 2007). La cuenca hidrológica es el área que contribuye al escurrimiento y que proporciona parte o todo el flujo de la corriente principal y sus tributarios (Campo, 1987). El parteaguas es una línea imaginaria formada por puntos de mayor nivel topográfico y que separa la cuenca de las cuencas vecinas (Aparicio, 1989).

En el presente estudio, se consideró a la cuenca como la unidad natural donde se compatibilizan las actividades humanas con la integridad natural. En años recientes, las cuencas hidrológicas se han convertido en unidades físico-naturales cada vez más utilizadas para el estudio y gestión de los recursos naturales en México y el mundo (Wolker *et al.*, 2006).

La cuenca hidrográfica es el área que contribuye con escorrentía a una playa. Las cuencas pueden variar ampliamente dependiendo de la playa, en algunos casos sólo contribuye el área de las dunas a la costa. Otras playas tienen la contribución de una corriente, ríos o alguna instalación de alcantarillado cercana. Debido a las corrientes litorales o costeras, es posible que la playa reciba agua contaminada desde otro lugar, por lo que se consideró necesario investigar la dirección desde la cual el agua entra en el sistema.

La Playa Tamarindos se encuentra entre el Río Camarón, al Este, y el Arroyo Aguas Blancas, al Oeste. Ambas corrientes descienden de la montaña y atraviesan una zona urbana de alta densidad, hasta descargar finalmente en la Bahía de Santa Lucía, y cada una es de orden 2 debido a que tienen sólo una corriente principal y tributarios de primer orden. Para delimitar los parteaguas de las cuencas se utilizaron las siguientes herramientas: modelo de elevación digital, software y cartografía.

El modelo de elevación digital se obtuvo del sitio electrónico del INEGI y tiene una resolución de pixel de 10 metros.

Los software utilizados se mencionan a continuación:

- Arc GIS

Se usó para delimitar el parteaguas de cada cuenca, posteriormente se empleó para obtener las características de las cuencas y para la elaboración de planos.

- HEC-GeoHMS

Se utilizó para delimitar los parteaguas de las cuencas.

En cuanto a cartografía, se utilizaron cartas temáticas escala 1:50 000 de INEGI de la serie IV. La carta temática utilizada es E14C57.

Se obtuvieron las características físicas y espaciales de las cuencas usando ArcGIS 10.3 y HEC-GeoHMS. Para el análisis general de la zona que incluye la localización de ríos, lagos y lagunas, se seleccionaron los planos procedentes de la base de datos del INEGI con la clave E14C57 con una escala 1:50000.

Utilizando el programa Arc Gis y las cartas obtenidas de Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS) de la CONAGUA, se obtuvo el perfil de elevación de Acapulco (Figura 5.4).

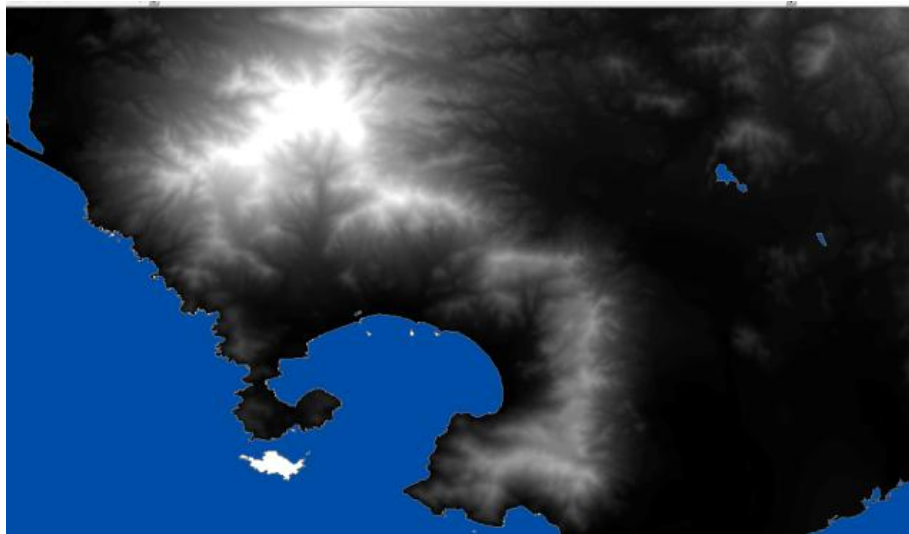


Figura 5.4. Perfil de elevación de la ciudad de Acapulco, la escala de grises representa zonas de diferentes elevaciones, las zonas blancas son las zonas de mayor elevación y las zonas de color negro son las zonas de menor elevación.

Con los datos de elevación y con la capa curvas de nivel se obtuvieron las áreas de las cuencas de los cauces del Río Camarón (color morado) y del Arroyo Aguas Blancas (color anaranjado) (Figura 5.5).

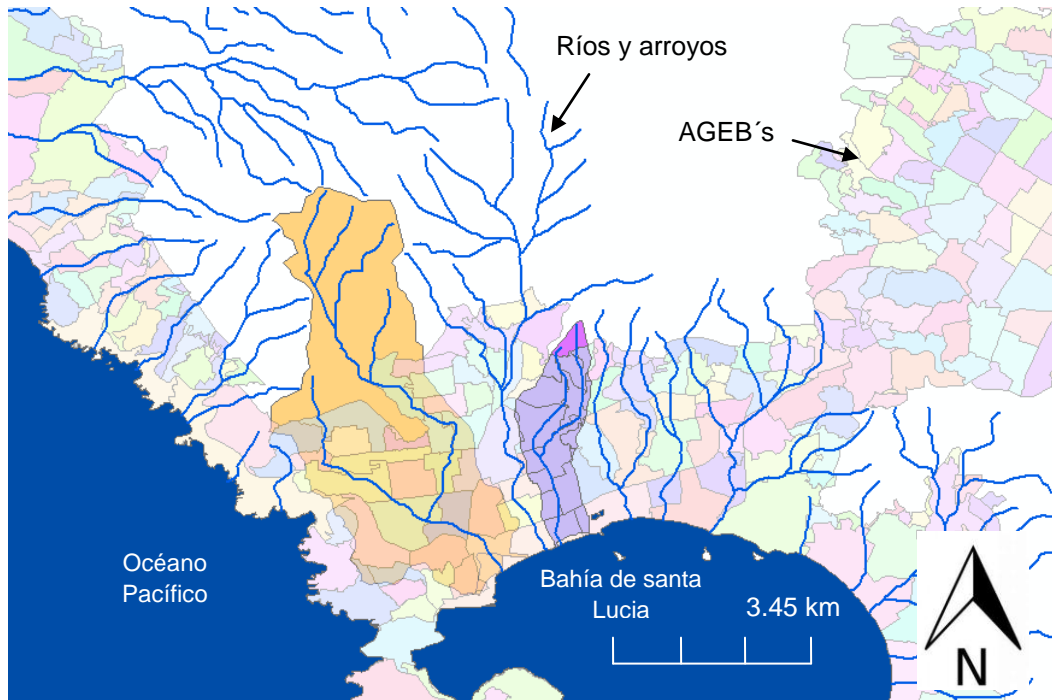


Figura 5.5. Delimitación de las cuencas de los cauces del Arroyo Aguas Blancas (color anaranjado) y del Río Camarón (color morado), imagen obtenida con el programa Arc Gis.

El área de la cuenca se define como la superficie, en proyección horizontal, delimitada por el parteaguas, línea imaginaria formada por los puntos de mayor nivel topográfico y que separa la cuenca de las cuencas vecinas (Aparicio, 2001).

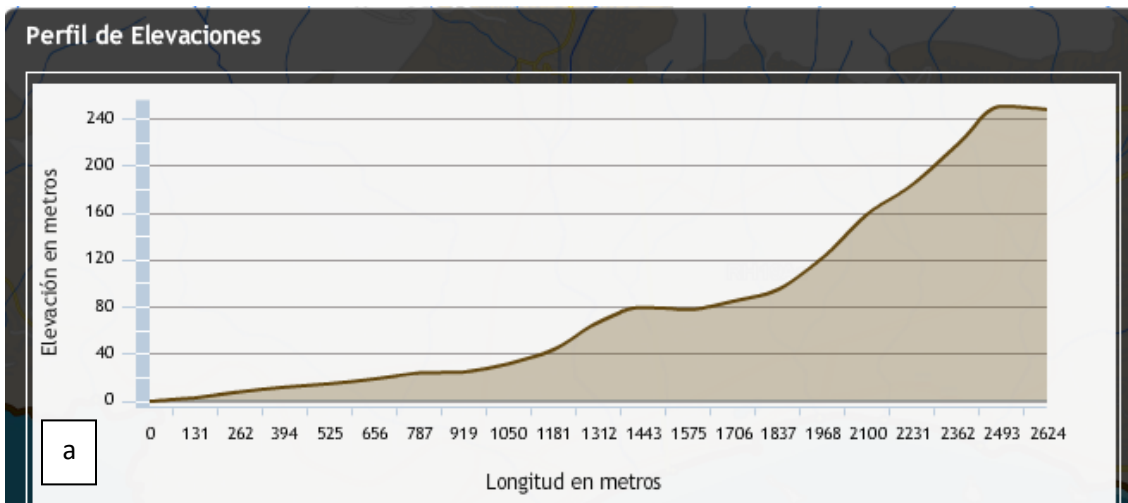
Al comparar con el programa Arc Gis (tabla de atributos) y SIALTL (Simulador de flujo de agua de cuencas hidrológicas perteneciente al INEGI), se obtuvieron los perfiles de elevación y el área de cada subcuenca. Se observó que la diferencia no era significativa con respecto al área total (diferencia de 50 m^2), como resultado el área total de la subcuenca del Río Camarón es de 1.87 km^2 y la del Arroyo Aguas Blancas es de 9.88 km^2 . Considerando la clasificación realizada por Campos (Tabla 5.1), las dos sub cuencas son muy pequeñas. En una cuenca pequeña la cantidad y distribución del escurrimiento son influenciadas principalmente por las condiciones físicas del suelo y la cobertura, sobre las cuales el hombre tiene algún control (Campos, 1987).

Tabla 5.1. Clasificación de una red de una cuenca con base en su magnitud.

Tamaño de la cuenca (km ²)	Descripción
<25	Muy pequeña
25 a 250	Pequeña
250 a 500	Intermedia-pequeña
500 a 2,500	Intermedia-grande
2,500 a 5,000	Grande
>5,000	Muy grande

Fuente: Campos, 1987

La longitud de la cuenca, se define como la distancia horizontal (línea recta) a lo largo del cauce principal entre el punto de salida de la cuenca hasta la divisoria (parteaguas) (Campos, 1987), la longitud del Río Camarón y del Arroyo Aguas Blancas es de 2624 m y 3151 m, respectivamente, los perfiles de elevación son similares (240 metros de elevación), pero el Arroyo Aguas Blancas tiene una pendiente mayor, la cual puede influir disminuyendo el tiempo de concentración del agua o de algún contaminante en la zona, produciendo un arrastre a mayor velocidad y con un menor tiempo de llegada hacia la playa. Con respecto a la dirección de corriente, por la forma y elevación del terreno, todas las direcciones van hacia la Playa Tamarindos (Figura 5.6).



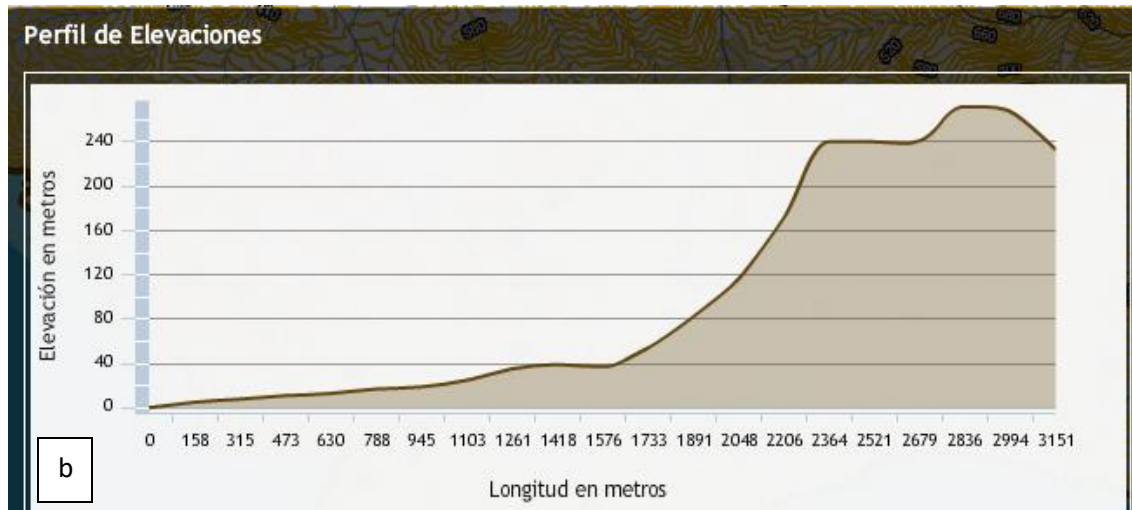


Figura 5.6. a) Perfil de elevación del Río Camarón y b) perfil de elevación del Arroyo Aguas Blancas (SIALT, INEGI 2016).

Existe una planta de tratamiento de aguas residuales en la subcuenca del Arroyo Aguas Blancas, que recibe el mismo nombre, dentro del área geoestadística básica (AGEB) número 0369 en la que habitan 5983 personas (Figura 5.7). La planta fue modernizada entre los años 2008 y 2010. La capacidad máxima es de 2173 l/s, pero el caudal de operación es de sólo 1350 l/s (dispone de dos módulos de 675 l/s). El agua que ha sido tratada es descargada por medio de una tubería a la playa Olvidada (Figura 5.8a).

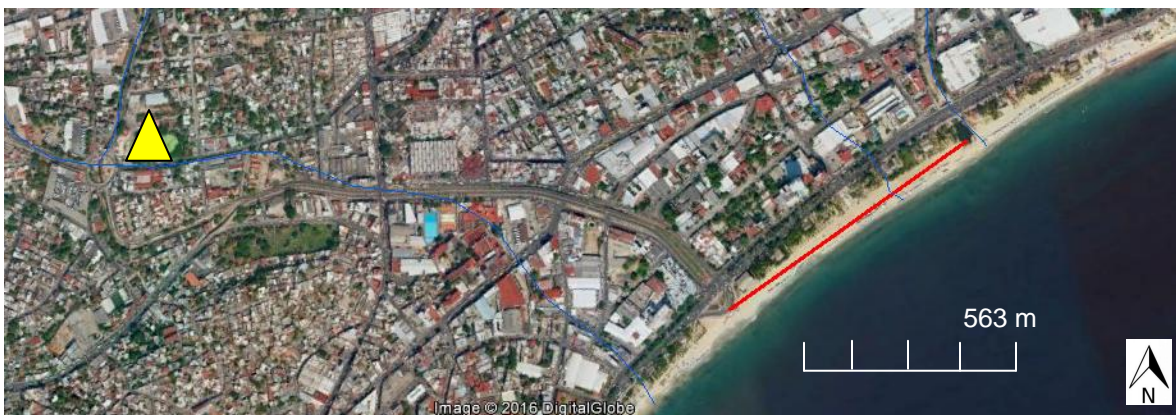


Figura 5.7. Localización de la planta de tratamiento de aguas residuales Aguas Blancas (triángulo amarillo), AGEB 0369.

Aproximadamente a diez calles de la Playa Tamarindos, muy cerca del cauce del Arroyo Aguas Blancas, se encuentra la planta de tratamiento, se encarga de tratar

más del 60% del total del agua empleada en Acapulco (cifras obtenidas en entrevista con personal de la planta), el agua residual es recolectada mediante colectores sanitarios (línea roja, Figura 5.8a) que llevan el agua a los 5 cárcamos (Figura 5.8b), de acuerdo a la cantidad de basura depositada puede haber inundaciones debido al taponamiento en el alcantarillado, en este sentido el agua que ingresa a las subcuencas de estudio no sólo es la empelada dentro del área, también es aportada por la mayoría de los colectores sanitarios que provienen de otras subcuencas.

Personal operativo de la PTAR Aguas Blancas proporcionó resultados de remoción de contaminantes de acuerdo al influente y efluente del año 2013 (Tabla 5.2), el agua residual de la mayor parte de la bahía de Acapulco es recolectada por 5 cárcamos (Mala Espina, Nao Trinidad, Base Naval, Las Américas y Palomares) y 4 colectores, para ser distribuida a la PTAR Aguas Blancas. Los porcentajes de remoción por parámetro se encuentran en un rango de 84.8 % a 96.6 % para SST, 91.9 % a 94.9 % de DQO, 91.5 % a 94.2 % de DBO₅ y 86.6 % a 92.7 % para G. y A., no se cuenta con datos de Coliformes fecales, los niveles de remoción se mantienen constantes incluso en temporada de lluvia, entre junio y septiembre. Las concentraciones de los influentes y efluentes presentes en la planta de tratamiento no son constantes, por ejemplo, los SST en los mese de febrero a mayo los influentes se encuentran entre 102 y 132 mg/L y su efluente entre 7 y 20 mg/L y en los meses de mayor afluencia de vacacionistas las concnetraciones aumentan netre 316 mg/L a 196 mg/L con un efluente entre 10 mg/L y 24 mg/L, en cambio DQO, DBO₅ y GyA sus valores permanecen constantes.

Las concentraciones de los efluentes cumplen con los LMP de la NOM-001-SEMA-1996. Para determinar la influencia de esa descarga en la Bahía de Santa Lucía es necesario realizar diversos estudios de la dirección de la corriente marina en función del oleaje estacional, debido a que la playa Olvidada se encuentra al Oeste y puede tener un flujo hacia la Bahía debido a la corriente proveniente de California.

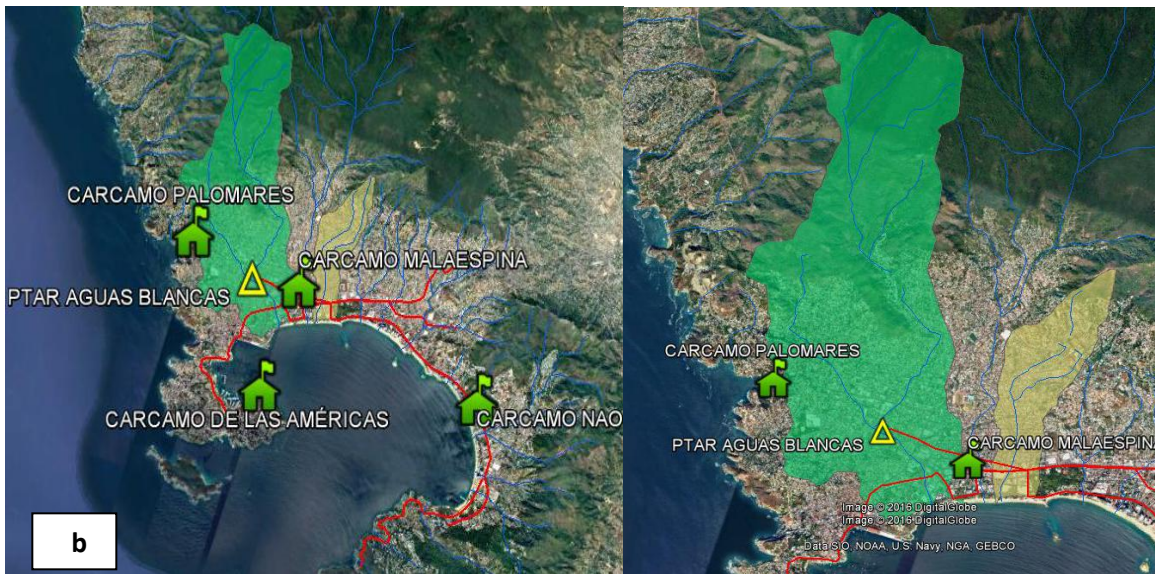
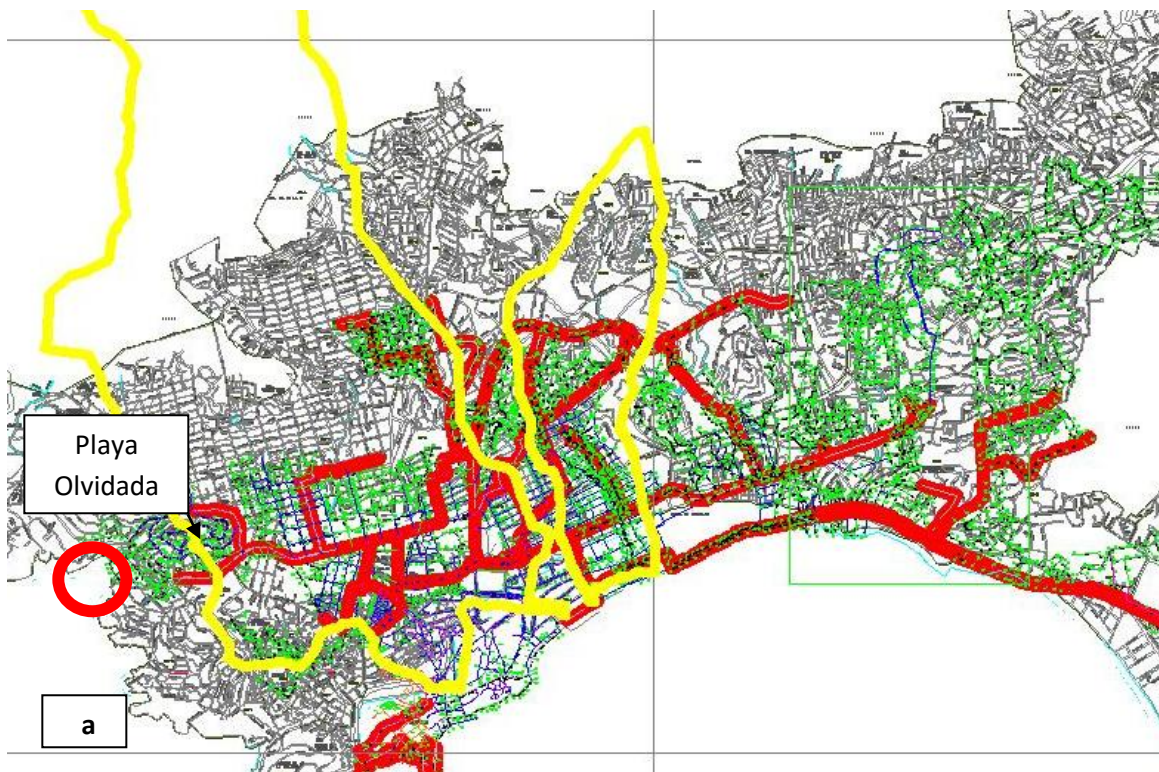


Figura 5.8 a) Localización de la playa Olvidada y de colectores sanitarios que se encuentran en las cuencas de estudio b) Localización de la PTAR y cárcamos empleados para la recolección de agua residual para la PTAR Aguas Blancas.

5.1.2. Población

Para la recopilación de información demográfica y de actividades económicas se recurrió al INEGI, consultando el Inventario Nacional de Población (INV), que proporciona información de los censos nacionales del 2010 y actualizados en el año 2012. La subcuenca del Arroyo Aguas Blancas tiene una población total de 96,559 habitantes.

La subcuenca del Arroyo Aguas Blancas incluye 34,404 viviendas, de las cuales 27,125 fueron censadas y sólo 25,558 viviendas cuentan con agua entubada, esto es, 5.78% del total no cuenta con este servicio. El total de viviendas que disponen de drenaje es 26,611, por lo tanto, 1.89% de las viviendas no cuenta con drenaje (333 viviendas). Finalmente, las viviendas que cuentan con luz eléctrica, agua entubada de la red pública y drenaje son 25,356.

De acuerdo a los resultados del Inventario Nacional de Vivienda (INV) del INEGI, la subcuenca del Río Camarón tiene una población total de 41,204 habitantes. De acuerdo con el Censo de Población y Vivienda del 2010, actualizado en el 2012, la subcuenca del Río Camarón incluye 15,948 viviendas, de ellas 11,816 fueron censadas y sólo 10,874 viviendas cuentan con agua entubada, esto significa que 7.97% del total de las viviendas no cuenta con este servicio.

Las viviendas que cuentan con excusado son 11,652, las viviendas que no cuentan con excusados representan el 1.38%. El total de viviendas que cuentan con drenaje son 11,659, por lo tanto, el 1.33% de las viviendas no cuenta con drenaje (46 viviendas). Finalmente, las viviendas que cuentan con luz eléctrica, agua entubada de la red pública y drenaje son 10,813, las viviendas que no cuentan con alguno de estos servicios representan el 8.48%.

5.1.3. Industrias

La información sobre tipos de industrias que se encuentren en las subcuencas se emplea para determinar, en gran parte, los análisis que se han de efectuar para caracterizar el agua, por lo que en la medida de lo posible es necesario investigar el giro de actividad, proceso utilizado para la fabricación del producto, volumen de producción, materia prima utilizada, número de empleados por turno, número de turnos diarios de trabajo, fuente y volumen de abastecimiento de agua, existencia de plantas de tratamiento y croquis del sitio de vertido de sus aguas residuales.

Para la recopilación de información de las actividades económicas se recurrió al INEGI, en particular al Directorio Estadístico Nacional de Unidades Económicas

(DENUE), que proporciona datos de identificación, ubicación, actividad económica y tamaño de los negocios activos en el territorio nacional, actualizados al año 2014. La consulta de dicho Directorio permitió saber que en las subcuencas de la zona de estudio no existe el uso de suelo industrial y en las visitas de reconocimiento no se observó la existencia de establecimientos en los que se realice alguna actividad industrial, sólo existen pequeños establecimientos, tianguis y mercados.

5.1.4. Regiones agrícolas

Las zonas de cultivo son de suma importancia en los estudios de contaminación del agua, pues el lavado de tierras debido al riego o a la lixiviación provoca que se localicen a cierta distancia sustancias que formaron a los fertilizantes, plaguicidas o herbicidas; por lo tanto, se debe conocer el tipo y área de cultivo, tipos y cantidades de insecticidas, herbicidas y fertilizantes que se aplican. También es importante saber si se utilizan técnicas de lavado de tierras para reducir la salinidad, épocas de riego, fuente de abastecimiento de agua, localización de drenes y sitios de vertido de aguas.

De lo observado en el reconocimiento general de la zona de estudio, en las subcuencas no se realizan actividades agrícolas, la economía local se sustenta fundamentalmente en el sector turístico.

5.2. Localización de fuentes de contaminación

A partir del reconocimiento general de la zona de estudio y de la recopilación de la información disponible, se realizó un recorrido de la playa y de los cauces que llegan a ella, con el fin de verificar en el campo la información documental obtenida.

Durante el recorrido se hicieron anotaciones y se tomaron fotografías de las descargas identificadas.

5.3. Muestreo y mediciones de campo y laboratorio

5.3.1. Consideraciones preliminares

Capacitación del personal. En los trabajos de campo participaron cuatro estudiantes y un profesor, por lo que previamente se adiestró al grupo en uso del equipo (sonda multiparamétrica marca HANNA), precauciones de salud y

seguridad, en este sentido se explicó cómo entrar al mar debido al riesgo de caídas por la fuerza de marea, el procedimiento general es entrar con la boca cerrada (para evitar ingerir agua de mar), de forma lateral y lentamente hasta una profundidad aproximada de 1 m; cada persona portaba una cubeta y cuatro frascos estériles de vidrio dentro de una bolsa de plástico para facilitar su manejo, en el subcapítulo 5.3.3.4 se explica a detalle el procedimiento.

La salud y seguridad debe ser una consideración clave para todos los voluntarios y otras personas que participen en este tipo de estudios. El hecho de que el muestreo podría realizarse en áreas cercanas a descargas de alcantarillado implica que el riesgo de una posible exposición a agentes patógenos será mayor.

El uso eficaz de los equipos básicos de protección personal y suministros puede limitar significativamente la exposición a las aguas potencialmente infecciosas, en este caso el personal de campo al introducirse al mar contaba con ropa habitual como short y playera. En caso de presentarse cortadas, raspones u otro tipo de exposición, para evitar algún tipo de infección, se emprendieron las siguientes acciones:

- a) Limpieza de la herida abierta, con agua potable y alcohol.
- b) Limpieza de manos inmediatamente después de trabajar en cada lugar del estudio.
- c) Se evitó el contacto directo de la mano a la boca; se evitó comer, beber, o mascar chicle durante el trabajo de campo; al finalizar el día de trabajo el personal de campo se duchó y lavó la ropa.

Recopilación de datos. Se utilizó un dispositivo GPS (sistema de posicionamiento global) para ubicar las estaciones de muestreo de la playa y las fuentes de contaminación.

Documentar todas las observaciones y las fuentes de datos. Se procuró recolectar los datos minuciosamente, incluyendo información básica y datos aparentemente sin relevancia para el estudio, como fueron; ocupantes en la playa, número de animales, residuos sólidos en la arena y mar, número de nubes en el cielo y posibles descargas.

Historial de datos. Se tuvo el cuidado de anotar los datos de la persona que recolectó las muestras y registró la información, las fuentes de información, información proporcionada por personal operativo de la zona, localización de

áreas de importancia como mercados, zonas turísticas, áreas comerciales y las observaciones en campo.

5.3.2. Actividades generales en la playa

En esta sección se describen los parámetros que se obtuvieron *in situ*.

5.3.3. Plan de muestreo

Para obtener información sobre las características de los medios físico y biológico de una zona se elaboran planes o programas de muestreo. Los resultados del análisis de las muestras, confrontados con determinados criterios, permiten decidir si el lote fue procesado correctamente (INTI, 2015).

Enseguida se describen los pasos que se siguieron para diseñar el plan de muestreo.

Actividades en gabinete

- Determinación de las características de las muestras a coleccionar.
- Definición del número de muestras totales.
- Selección de parámetros a analizar (físicoquímicos y microbiológicos).
- Elaboración de la lista de equipo y material para el muestreo.

Actividades en campo

- Delimitación de la zona de estudio.
- Determinación de las características de la zona (áreas de interés).
- Descripción de acontecimientos.
- Elaboración del croquis del sitio de la toma de muestra.
- Cadena de custodia.
- Toma de muestra.
- Transporte y almacenamiento de las muestras.

5.3.3.1 Tipo de muestreo

El muestreo realizado en este trabajo fue del tipo regular o sistemático, que consiste en el seguimiento de un patrón geométrico específico, tomando las muestras a intervalos regulares a lo largo de ese patrón. Este método es útil para abarcar en forma fácil y uniforme un sitio, de forma que toda la población de muestras está representada en la muestra según el patrón asignado. Es útil para

estimar con precisión zonas críticas, características estadísticas del sitio, patrones espaciales en una o tres dimensiones y tendencias.

Para esta tesis se seleccionaron 4 sitios de muestreo a lo largo de los 650 m de longitud de la playa (para más detalle referirse a la sección 5.3.3.2).

Ventajas

- Asegura que la población de muestras está representada en forma total y uniforme
- No requiere de conocimiento previo del sitio o población de muestras.
- Es fácil de interpolar y configurar entre muestras.

Desventajas

- Asume que hay correlación entre las muestras cercanas y hay que asegurar que el patrón asignado para la toma de muestras no coincida con el del fenómeno estudiado.

A continuación se presentan los aspectos más importantes de esta actividad.

5.3.3.2 Selección de sitios de muestreo

En el sitio de estudio se realizó un croquis de la playa, los puntos de muestreo se determinaron con el empleo de un GPS, mediante una línea, la distancia medida aproximadamente entre cada punto fue de 150 m, para un total de 4 puntos (Figura 5.9 y Tabla 5.2). Las muestras se recolectaron de forma simultánea en los cuatro puntos (se asignó una persona en cada punto de muestreo, en total 4 personas más un coordinador). Se recolectaron las muestras correspondientes a cada punto en tres horarios diferentes (9:00, 13:00 y 17:00 horas). Se efectuaron dos campañas de muestreo, una en temporada de estiaje y otra en temporada de lluvias.

Tabla 5.7. Coordenadas geográficas de los sitios de muestreo.

Sitios de muestreo	Descripción	Coordenadas geográficas	
		Latitud Norte	Longitud Oeste
1	Situado cerca del Arroyo Aguas Blancas	16°51'16.62"	99°53'47.88"
2	Sitio central lado Oeste	16°51'18.18"	99°53'44.22"
3	Sitio central lado Este	16°51'19.80"	99°53'40.50"
4	Situado cerca del Río Camarón	16°51'21.06"	99°53'36.72"



Figura 5.7. Ubicación de los cuatro sitios de muestreo.

La Figura 5.8 muestra las dos descargas de tipo exorreico que limitan la playa, al Este el Río Camarón, con una longitud aproximada de 3.12 km (Figura 5.10 a), y al Oeste el Arroyo Aguas Blancas con una longitud de 5.91 km aproximadamente (Figura 5.10 b).



Figura 5.9. Imágenes de las descargas de cauces en la Playa Tamarindos, a) Río Camarón b) Arroyo Aguas Blancas.

5.3.3.3 Criterios para la toma de muestra

El muestreo sirve para determinar si un sitio presenta concentraciones de contaminantes por arriba o por debajo de los *niveles de remediación*, es decir, los límites máximos permisibles, las concentraciones de referencia señaladas en las Normas Oficiales Mexicanas en la materia o los niveles de remediación determinados a través de un estudio de evaluación de riesgos ambientales y a la salud. Los resultados de un muestreo son la base material para la toma de decisiones acerca del cumplimiento de los límites máximos permisibles (SEMARNAT, 2012).

La muestra debe recolectarse dentro del horario de uso de playa en bajamar entre las 9:00 h y 17:00 h (cerca de la línea de costa), en los sitios donde se realizan actividades recreativas con contacto primario. Las actividades se realizan a lo largo de la playa Tamarindos (650 m de longitud), con gran afluencia de bañistas.

Las muestras fueron colectadas el 1º de julio (época de estiaje) y el 25 y 26 de octubre (época de lluvias) del año 2015. Se recolectaron en tres horarios, 9:00, 13:00 y 17:00 horas. En cada sitio de muestreo se colectaron dos frascos de vidrio estériles cada uno con capacidad de 125 mL (se tomaron las muestras de acuerdo a lo establecido en la NMX-AA-120-SCFI-2006) y 3.5 litros de agua de mar en una cubeta de 4 L, cada cubeta con agua se colocó sobre una mesa para determinar los parámetros fisicoquímicos (oxígeno disuelto, temperatura, pH, conductividad, salinidad y porcentaje de saturación de oxígeno), empleando una sonda multiparamétrica, posteriormente las muestras de las cubetas se dividieron en tres frascos de 1L de polietileno de alta densidad, a uno se le agregó 2 mL de HNO₃, al segundo 2 mL de H₂SO₄ 4 mol/L y, finalmente, al tercero no se le agregó ningún conservador.

Los sensores de la sonda multiparamétrica fueron introducidos en cada una de las cuatro muestras, con un enjuague previo con agua destilada entre cada muestra, la lectura fue realizada hasta que las lecturas se mantuvieran estables.

5.3.3.4 Procedimiento general de la toma de muestras

Se tomaron alícuotas en cada punto de muestreo usando dos frascos de vidrio estériles de 125 mL para determinar *Enterococos* y *Escherichia coli*, más un duplicado de cada muestra. Por otro lado, con una cubeta de 4 litros se tomó agua para determinar los parámetros *in-situ* y se dividió en tres porciones en frascos de polipropileno de alta densidad de 1 litro, para transportar las muestras al laboratorio para su posterior análisis. En resumen, de cada punto de muestreo se recolectaron 3 frascos de 1 litro, con diferentes preservadores (con ácido sulfúrico –DQO- y ácido nítrico –dureza-) hasta un pH de 2 y el último frasco sin ningún preservador (SST, DBO y coliformes totales)) y tres muestras en recipientes estériles de 125 mL. Se realizó un duplicado por parámetro y un blanco por parámetro. En total, en cada periodo de muestreo se obtuvieron 60 muestras (4 puntos de muestreo en 3 horarios diferentes).

La recolección de muestras se hizo cerca de la orilla (profundidad aproximada del agua de 1m). Dependiendo de las características de la playa se recomienda emplear dos técnicas:

Para zonas de oleaje tranquilo, tomar las muestras en áreas donde la profundidad del agua llegue a 1 m aproximadamente (cintura del verificador), la muestra debe tomarse a contracorriente del flujo entrante y a 30 cm

aproximadamente bajo la superficie, intentar llenar los frascos en un 80-90% de su capacidad.

Para zonas de playa con rompiente cercana a la orilla, pasar la rompiente de olas y el verificador debe colocarse a contracorriente del flujo entrante y tomar la muestra de agua a 30 cm bajo la superficie. Si la pendiente del fondo es pronunciada, tomar la muestra en la orilla, donde la profundidad del agua esté entre el tobillo y la rodilla, llenar el recipiente procurando que contenga un mínimo de arena.

En la orilla de la playa se anotó en la bitácora o cadena de custodia la identificación de la muestra y la hora. Se llenaron los datos de la etiqueta del envase con fecha, hora e identificación de las muestras.

5.3.3.5. Preservación y almacenamiento de las muestras

Todas las muestras fueron preservadas con hielo (para evitar la contaminación de las muestras se evitó la inmersión de los recipientes en el agua) dentro de hieleras a una temperatura aproximada de 4°C y en la oscuridad, hasta su recepción en el laboratorio.

5.3.4. Mediciones en campo y laboratorio

En esta sección se enumeran los métodos empleados para determinar los parámetros que caracterizan la calidad del agua de la playa, éstos se dividen en dos grupos; mediciones en campo con una sonda multiparamétrica marca HANNA modelo 9828 y mediciones en el laboratorio.

En cada muestreo se determinaron 13 parámetros, de los cuales 6 se realizaron en campo (*in situ*) y 7 en el laboratorio, empleando normas mexicanas vigentes, cada parámetro se analizó dentro de las 24 horas posteriores a su recolección, en la Tabla 5.3 se listan los parámetros analizados. La proporción de muestras analizadas por duplicado fue del 10 % (NMX-AA-115-SCFI-2015).

Tabla 5.3 Parámetros analizados en campo y en el laboratorio

Parámetros determinados <i>in situ</i>	Parámetros determinados en el laboratorio	Método empleado
Oxígeno disuelto	Demanda química de oxígeno (DQO)	NMX-AA-030/2-SCFI-2011
Porcentaje de oxígeno disuelto	Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	NMX-AA-012-SCFI-2001
pH	Sólidos suspendidos totales (SST)	NMX-AA-034-SCFI-2001
Temperatura	Dureza	NMX-AA-072-SCFI-2001
Conductividad eléctrica	Coliformes totales	NMX-AA-102-SCFI-2006
Salinidad	<i>Enterococos</i>	NMX-AA-120-SCFI-2006
	<i>Escherichia coli</i>	CCAYAC-M-004/11

5.3.4.1 Mediciones realizadas en campo

Las mediciones se efectuaron con una sonda multiparamétrica marca HANNA modelo 9828 con sensores de temperatura, pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y salinidad. Para asegurar la veracidad de los resultados, se calibró previamente a la jornada de trabajo empleando un estándar de verificación de la misma marca.

En cada punto de muestreo se colectó agua marina con cubetas de 4 litros, enseguida se colocó la sonda dentro de cada cubeta con muestra hasta la estabilización de los valores, esta operación tarda entre 2 y 5 minutos. Posteriormente se registraron los resultados mostrados en la pantalla de la sonda y se enjuagaron los sensores con agua destilada.

Por otro lado, se realizaron actividades de acuerdo al instructivo de estudio sanitario elaborado por la USEPA, que deben realizarse conjuntamente con el muestreo, que tienen el propósito de identificar indicios del problema de contaminación ambiental de la zona como el olor, carga de bañistas, posibles fuentes de contaminación, elementos flotantes y cantidad de elementos en la playa (arena de playa), presencia de vida silvestre y animales domésticos, así como animales muertos en la playa.

5.3.4.1.4 Olor

El olor que desprende un cuerpo de agua puede ser indicio de contaminación, por ejemplo, como consecuencia de un conducto de alcantarillado cercano a la playa.

Durante los intervalos de tiempo entre cada recolección de muestras, se recorrió caminando la playa para detectar algún olor para su registro de manera cualitativa.

5.3.4.1.5 Carga de bañistas

El estudio sanitario debe incluir datos sobre los efectos de la cantidad de bañistas en las áreas recreativas, en particular para las áreas recreativas con mala circulación de agua.

Durante los intervalos de tiempo entre cada recolección de muestras, se recorrió caminando la playa para contar el número de personas en ella, así como las personas próximas, tomando en cuenta la hora del día, ya que en la mañana la densidad de bañistas es baja. Se registraron los siguientes datos:

- El número de personas en la playa.
- Número de personas en el mar (por ejemplo, nadando, el buceando, pescando, etc.) o en la playa (por ejemplo, corriendo, tomando el sol, comiendo, etc.).

5.3.4.1.6 Posibles fuentes de contaminación

Durante la visita de reconocimiento y los recorridos durante los muestreos se identificaron las fuentes visibles de contaminación de la playa, todas las fuentes registradas están visibles, incluidos el río, el arroyo, emisores, desagües pluviales y estanques.

Por otro lado, mediante la revisión del plano de alcantarillado de Acapulco se identificaron las áreas sin servicio de drenaje, que están vertiendo a los cauces.

5.3.4.1.7 Elementos flotantes y cantidad de elementos en la playa (arena de playa)

Durante los recorridos en la playa se observó y registro en una bitácora la presencia de basura, residuos domésticos, etc., tanto en la playa como en el mar, que pueden entrar en contacto con animales acuáticos, personas, barcos, redes de pesca u otros objetos.

5.3.4.1.8 Presencia de vida silvestre y animales domésticos

La presencia de vida silvestre y animales domésticos en las playas afecta a la calidad del agua. Los excrementos de aves acuáticas y de otros animales pueden

ingresar indirectamente debido a la escorrentía. Por ello, durante los recorridos en la playa, se registró en una bitácora la presencia de animales en la playa, su tipo y cantidad.

5.3.4.1.9 Animales muertos en la playa

Se recorrió la playa a lo largo de 650 m para observar la presencia de animales muertos en la orilla o en el agua.

5.3.4.1.10 Análisis de datos

La evaluación de los resultados durante una temporada permite observar algunas tendencias, como lluvias, cantidad de microorganismos, calidad del agua, índice de la calidad del agua, etc.

En este sentido, el estudio sanitario puede ayudar a determinar la frecuencia de los muestreos (por ejemplo, diario, quincenal, semanal, mensual) y los tipos de actividades de remediación que se deben realizar (por ejemplo, educar a los dueños de mascotas, mejorar o ampliar la red de alcantarillado). Dichas medidas de remediación dependen de los resultados obtenidos de calidad del agua y de las características de la zona de aporte.

5.4. Evaluación de la calidad del agua y estimación del riesgo a la salud de los usuarios de la playa

5.4.1 Mediciones en el laboratorio

Al concluir el muestreo en la zona de estudio, las muestras refrigeradas fueron preservadas con hielo y transportadas al laboratorio por vía terrestre. Los procedimientos de laboratorio corresponden a parámetros microbiológicos y a parámetros fisicoquímicos.

Para determinar blancos de cada parámetro se preparó una muestra de agua marina sintética empleando cloruro de sodio, sulfato de magnesio heptahidratado y bicarbonato de sodio heptahidratado en diferentes proporciones (Tabla 5.4), Parsons, 1984).

Tabla 5.4. Cantidades empleadas para preparar 10 L de agua de mar sintética

Reactivo	Peso
NaCl	310 g
MgSO ₄ ·7H ₂ O	100 g
NaHCO ₃ ·H ₂ O	0.5 g

5.4.2 Parámetros microbiológicos

5.4.2.1 *Enterococos*

Para la determinación de *Enterococos* se siguió el procedimiento del Apéndice Informativo II, Método de tubos múltiples de la norma NMX-AA-120-SCFI-2006, que establece los requisitos y especificaciones de sustentabilidad de la calidad de playas.

5.4.2.2 Coliformes fecales

Esta metodología está basada en la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-102-SCFI-2006. Describe un método para la detección y enumeración de organismos coliformes, organismos coliformes termotolerantes y *Escherichia coli* presuntiva en agua, después de una filtración a través de una membrana celulósica.

5.4.3 Parámetros fisicoquímicos

5.4.3.1 Demanda química de oxígeno (DQO)

La metodología empleada está basada en la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-030/2-SCFI-2011. El valor de la demanda química de oxígeno puede ser considerado como una medida aproximada de la demanda teórica de oxígeno, es decir, la cantidad de oxígeno consumida en la oxidación química total de constituyentes orgánicos presentes en el agua. El grado en el cual los resultados de prueba se aproximan al valor teórico depende principalmente de qué tan completa es la oxidación (NMX-AA-030/2-SCFI-2011).

5.4.3.2 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

Para la determinación de DBO se empleó el método yodométrico descrito en la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-012-SCFI-2001. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) es una estimación de la cantidad de oxígeno que requiere una

población microbiana heterogénea para oxidar la materia orgánica de una muestra de agua en un periodo de 5 días (NMX-AA-028-SCFI-2001).

5.4.3.3 Dureza

Para este análisis se empleó el método descrito en la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-072-SCFI-2001. La dureza se entiende como la capacidad que tiene el agua de cierta zona para precipitar al jabón, basado en la presencia de sales con iones calcio y magnesio. La dureza es la responsable de la formación de incrustaciones en recipientes y tuberías lo que genera fallas y pérdidas de eficiencia en diferentes procesos industriales (NMX-AA-072-SCFI-2001).

5.4.3.4 Sólidos suspendidos totales (SST)

Para este análisis se empleó el método descrito en la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2001. Este método está basado en la medición cuantitativa de los sólidos así como la cantidad de materia orgánica contenida en aguas naturales y residuales, mediante la evaporación o calcinación de la muestra filtrada o no filtrada, a temperaturas específicas, en donde los residuos son pesados y sirven de base para el cálculo del contenido de éstos (NMX-AA-034-SCFI-2001).

5.5 Cálculo del índice de calidad del agua (ICA)

El índice de calidad del agua se determinó por el método propuesto “WQI” que fue desarrollado por la Fundación de Sanidad Nacional (NSF) de los Estados Unidos de América.

Esta asociación considera 9 parámetros; pH (UpH), variación de la temperatura (en °C), turbiedad (en FTU), oxígeno disuelto (OD en % saturación), demanda bioquímica de oxígeno en 5 días (DBO₅ en mg/L), fosfatos (PO₄ en mg/L), nitratos (NO₃⁻ en mg/L), sólidos totales (en mg/L), Coliformes fecales (en UFC/L). Los pesos relativos (wi) de los 9 parámetros se determinan de acuerdo a la importancia de cada parámetro (Tabla 5.5). El valor qi (resultado de cada parámetro) se debe multiplicar por su respectivo peso relativo (wi) (Carrillo *et al.*, 2011).

Tabla 5.5. Pesos relativos de cada parámetro empleado para el cálculo del ICA

Parámetro	Peso (wi)
pH	0,11
Temperatura	0,10
Turbiedad	0,08
OD	0,17
DBO5	0,11
Fosfatos	0,10
Nitratos	0,10
Sólidos totales	0,07
Coliformes	0,16

Fuente: Centro de investigación sobre el agua, Pennsylvania 2014. Control de la calidad de las aguas superficiales.

En la presente tesis se determinaron 13 parámetros, incluyendo 6 de campo (oxígeno disuelto, porcentaje de oxígeno disuelto, pH, temperatura, conductividad y salinidad), y 7 determinados analíticamente en el laboratorio (demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), sólidos suspendidos totales (SST), dureza, coliformes, *Enterococos* y *Escherichia coli*).

Los valores de ICA analizados por la NSF son 9 de los cuales se cuenta con 6 (72% de los parámetros -pH, temperatura, OD, DBO₅, sólidos totales y Coliformes), por este motivo se empleó la metodología descrita por la NSF.

El índice de calidad del agua se calcula de acuerdo a una función ponderada multiplicativa, Ecuación 5.1:

$$ICA = \sum_{i=1}^n q_i \times w_i$$

Ecuación 5.1: índice de la calidad del agua

Donde:

n = Parámetros

w_i = Peso relativo asignado a cada parámetro

q_i = Subíndice del parámetro i

Finalmente, el valor obtenido de la función ponderada multiplicativa se interpreta mediante la clasificación del ICA (Tabla 5.6).

Tabla 5.6 Clasificación de la calidad del agua, de acuerdo al ICA.

Rango de ICA	Calidad
90-100	Excelente
70-90	Buena
50-70	Media
25-50	Mala
0-25	Muy mala

Se empleó un software realizado por el Centro de Investigación sobre el Agua del estado de Pensilvania, Estados Unidos, que tiene como propósito investigar y divulgar la calidad del agua de la zona.

(<http://www.water-research.net/index.php/water-treatment/water-monitoring/monitoring-the-quality-of-surfacewaters>). La NFS establece algunos criterios para determinar la calidad de cada uno de los parámetros (qi), los cuales se explican a continuación (Carrillo *et al.*, 2011).

pH

Si el valor de pH es menor o igual a 2, el qi es igual a 2, si el valor de pH es mayor o igual a 10 el qi es igual a 3. De acuerdo a gráficas referentes al ICA si el valor está entre 2 y 10 buscar el valor en el eje de X y proceder a interceptar el valor en el eje Y.

Temperatura

En el caso de la temperatura, para obtener su qi, se debe calcular la diferencia entre la temperatura ambiente y la del agua. Una vez que se obtiene el valor del diferencial de temperatura, si es mayor de 15°C el qi es igual a 5, en cambio si el valor obtenido es menor de 15°C, se busca el valor en el eje X e interceptar al valor en el eje de Y, de acuerdo a gráficas referentes al ICA.

Oxígeno disuelto (OD)

Si el porcentaje de saturación de OD es mayor de 140 % el qi es igual a 50. Si el valor obtenido es menor de 140 % de saturación de OD buscar el valor en gráficas referentes al ICA en el eje de las X e interceptar al valor en el eje Y.

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)

Si el valor es mayor de 30 mg/L el qi es igual a 2, si es menor se busca el valor en gráficas referentes al ICA en el eje X e interceptar el valor en el eje Y.

Sólidos Totales

Si los sólidos totales son mayores de 500 mg/L, el q_i es igual a 20, si es menor, se busca el valor en gráficas referentes al ICA tomando el eje X como el dato experimental e interceptar en el eje Y.

Coliformes fecales

Si los coliformes fecales son mayores de 100,000 UFC/L el q_i es igual a 3. Si el valor es menor de 100,000 Colonias/100mL, buscar el valor en el eje X e interceptar al valor del eje Y.

5.6 Estimación del riesgo a la salud de los usuarios de la playa

Para estimar los efectos de la exposición a los microorganismos existen diversos indicadores, para este estudio se utilizó *Escherichia coli* como microorganismo indicador. Se empleó el modelo Beta-Poisson, debido a que considera a la muestra como homogénea con una distribución de microorganismos similar en cada muestra, este modelo se describe por dos parámetros, una dosis infecciosa mediana (N_{50}) y un parámetro de la pendiente (α), los datos empleado para este análisis fueron 12, el propósito de emplear este número reducido de datos es estimar probabilísticamente el riesgo de que los usuarios de la playa contrajeran enfermedad por haber tenido contacto con el agua únicamente en los sitios y horarios analizados.

Para determinar la cantidad de *E. coli* en las muestras recolectadas en la playa se empleó el método de tubos múltiples descrito en el método CCAYAC-M-004/11. El método consiste en una prueba presuntiva y confirmativa, se basa en la dilución de la muestra en tubos múltiples. El resultado positivo se muestra por la presencia de crecimiento microbiano posterior a la incubación.

CAPÍTULO 6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se presentan y analizan los resultados del estudio en el orden en que se obtuvieron, de acuerdo a la metodología descrita en el Capítulo 5, considerando cuatro etapas: a) Reconocimiento general del problema de contaminación en la zona de estudio; b) Localización de fuentes de contaminación; c) Muestreo y mediciones de campo y laboratorio y d) Evaluación de la calidad del agua y estimación del riesgo a la salud de los usuarios de la playa.

6.1. Reconocimiento general del problema de contaminación en la zona de estudio

Las zonas altas de las subcuencas con influencia en la playa de estudio no cuentan con alcantarillado, por lo que un volumen considerable de aguas residuales se está vertiendo directamente a los cuerpos de agua superficial citados, lo que afecta a la calidad del agua de la playa Tamarindos, esta aseveración fue confirmada con los resultados de laboratorio, principalmente de *Enterococos* y Coliformes fecales, ya que las mayores concentraciones se presentaron en los sitios de muestreo cercanos a las descargas.

El área aproximada de la subcuenca del Arroyo Aguas Blancas sin alcantarillado es de 2701.73 km², en la cual existen 6331 viviendas particulares habitadas; se estima una población de 26588 habitantes, aproximadamente. De acuerdo al Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento de la CONAGUA (MAPAS, 2007), el consumo doméstico *per cápita* (litros/habitante/día) en clima cálido (temperatura media anual mayor a 22°C), clase socioeconómica popular es de 185 L/hab/día. Por lo tanto, con un coeficiente de aportación de 0.85, el gasto de agua residual vertido por la población de la subcuenca sin alcantarillado al Arroyo Aguas Blancas es de aproximadamente de 4181 m³/día.

El área aproximada de la subcuenca del Río Camarón sin alcantarillado es de 979.63 km², en la cual existen 4364 viviendas particulares habitadas; se estima una población de 18329 habitantes, aproximadamente. El gasto de agua residual vertido al Río Camarón es de aproximadamente 2882 m³/día (Figura 6.1).

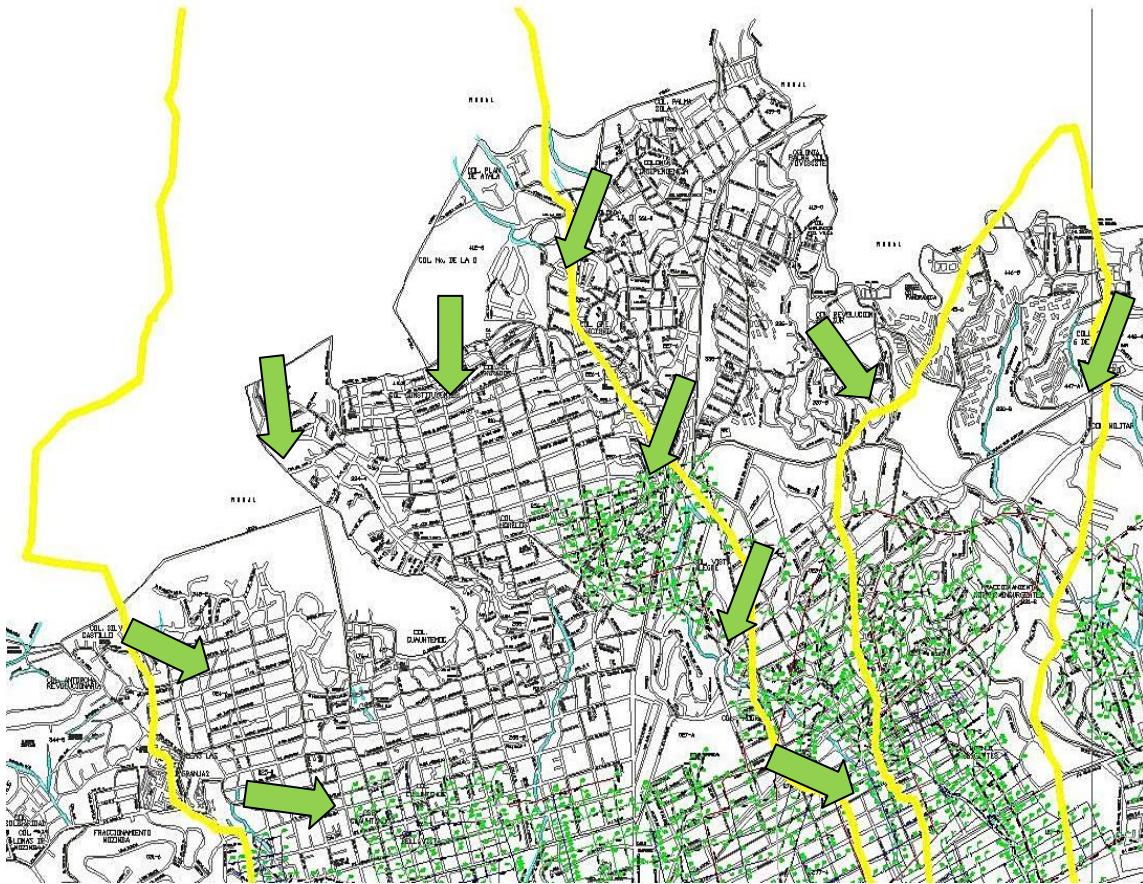


Figura 6.1. Zonas sin alcantarillado (área elevada de las cuencas) solo cuentan con la simbología de las calles (líneas grises), las zonas que cuentan con alcantarillado municipal son las zonas con simbología de color verde que representan los diferentes niveles de elevación de las tuberías de la red de alcantarillado, las subcuencas de estudio son delimitadas con una línea amarilla. El flujo de agua (escurrimiento) en la zona se representa con flechas verdes.

En el 2003, cuando la Secretaría de Salud inició el Programa Playas Limpias, se llevó a cabo un monitoreo de la calidad microbiológica del agua de mar para uso recreativo en varias playas del país, tomando como referencia el valor de *Enterococos*. El punto de muestreo más cercano a playa Tamarindos se fijó en Playa Hornos, en las coordenadas 16° 51' 13.4" N y 99° 53' 54.9" O (Figura 6.2).



Figura 6.2. Localización del punto de muestreo del Programas Playas Limpias en 2003, que corresponde a la zona de estudio.

Fuente: COFEPRIS, 2015 (obtenido de la página <http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/gob-mx/playas/destinos/Acapulco.html>)

Como se muestra en la Tabla 6.1, considerando los resultados publicados por la COFEPRIS, de enero del 2013 a junio del 2015, la Playa Hornos fue evaluada como no apta para uso recreativo en tres ocasiones, en un periodo de casi 3 años, debido a que los resultados del análisis microbiológico rebasaron el límite máximo permisible de *Enterococos*, de 200 NMP/ 100 mL en febrero del 2013, junio y octubre-noviembre del 2014.

Tabla 6.1. Resultados de la calidad microbiológica del agua en playa Hornos, de enero del 2013 a junio del 2015.

Fecha de muestreo	<i>Enterococos</i> NMP/100 mL
Junio del 2015	191
Marzo del 2015	43
Entre noviembre y diciembre del 2014	945
Junio del 2014	392
Abril del 2014	124
Diciembre 2013	57
Junio del 2013	87
Marzo del 2013	75
Febrero del 2013	309
Enero del 2013	41

Fuente: COFEPRIS, 2015

La playa fue catalogada como no apta en tres periodos del año diferentes, febrero y diciembre son meses del periodo de invierno, en esta estación se presenta una disminución de temperatura (aproximadamente 2°C en comparación con junio, de acuerdo con los datos de la estación climatológica 12142) que puede favorecer a la proliferación de patógenos, es pertinente recordar que un microorganismo indicador sirve como equivalencia, si existe un crecimiento de indicadores entonces puede existir crecimiento de patógenos, por otro lado, en junio y diciembre puede haber una alta concurrencia de vacacionistas, aumentando el aporte de contaminantes en la zona.

Como se vio en el capítulo 2 de Antecedentes, el estudio realizado por el INE ahora INECC publicado en el año 2000, el valor el impacto en la calidad del agua de la playa Tamarindos en los meses noviembre-diciembre es de 4, indica que el valor de *Enterococos* es 4 veces mayor al registrado por el PPL (200 NMP/ 100 mL), cabe destacar que el estudio antes citado fue realizado en un periodo de 1993 a 1997, en este periodo aún no se encontraba instaurado el PPL y no existían organizaciones gubernamentales para evaluar la calidad del agua marina.

6.1.2. Población

De acuerdo con el Inventario nacional de Vivienda (INV) del 2010. En la subcuenca del Arroyo Aguas Blancas, el total de viviendas que no cuentan con drenaje es el 1.89% (514 viviendas), aproximadamente 2158.2 habitantes usan agua potable sin un sistema de drenaje.

Por otra parte, no se cuenta con valores determinantes del nivel socioeconómico de los asentamientos humanos en la subcuenca, por este motivo se consideró un consumo doméstico (MAPAS, 2007), de 230 L/hab/día para clase media (predominante en la zona media de la cuenca) y 185 L/hab/día para la clase popular (predominante en la zona alta de la cuenca). Estas dos clases sociales son las predominantes en las zonas de estudio. Si se compara el número de habitantes que no cuentan con drenaje y el consumo doméstico de agua potable diario por habitante, sería de 118220 L/día para habitantes de un nivel socioeconómico medio y 95090 L/día para habitantes de un nivel socioeconómico popular; considerando estos valores de agua potable empleada, aproximadamente el 90% es desechada como agua residual doméstica. En virtud de lo anterior, se generan aproximadamente 106.39 m³/día y 855.81 m³/día de aguas residuales domésticas en las zonas socioeconómicas media y popular, respectivamente, en total 962 m³/día, de los cuales no se tiene certeza de su disposición final, pero que es muy posible que sea el Arroyo Aguas Blancas o el subsuelo, suponiendo que se dispone de tanques sépticos.

De manera similar, en la subcuenca del Río Camarón aproximadamente 659 habitantes usan agua potable sin un sistema de drenaje. El consumo doméstico de agua potable diario de la población total sería de 151616 l/día para habitantes con un nivel socioeconómico medio, y de 121952 l/día para habitantes de un nivel socioeconómico popular. Considerando estos consumos de agua potable empleada, aproximadamente el 90% es desechada como agua residual doméstica, por lo tanto, 136.45 m³/día y 109.76 m³/día corresponden a la zona socioeconómica media y popular, respectivamente, en total 146 m³/día que es muy posible que están vertiéndose al Río Camarón o infiltrándose en el subsuelo.

De acuerdo a la cantidad de habitantes de una población y a su consumo de agua potable, se puede calcular la cantidad de DBO generada en un periodo de tiempo (un día). Estableciendo la cantidad de DBO₅ de acuerdo a la cantidad de agua que se genera se puede saber la carga orgánica biodegradable con DBO₅ de 60 g/d.

De acuerdo a Metcalf y Eddy, 2002, la composición típica del agua residual doméstica bruta, con una concentración media, es de 220 mg/L de DBO (Tabla 6.2), con estos valores se puede obtener la carga orgánica producida del agua potable empleada y del agua residual generada en las dos subcuencas.

Tabla 6.2. Consumo de agua potable, producción de agua residual y carga orgánica, de acuerdo al número de habitantes.

	Arroyo Aguas Blancas	Río Camarón	Total de las dos subcuencas	DBO (g/d) total
Habitantes	2,158	659	2,817	169,032
Consumo de agua potable (por habitante de clase media)	496,340 L/día	151,517 L/día	647,857 L/día	38,871
Consumo de agua potable (por habitante de clase popular)	399,230 L/día	121,915 L/día	521,145 L/día	31,268
Descarga estimada de agua residual (por habitante de clase media)	446.7 m ³ /día	136.3 m ³ /día	583 m ³ /día	34,980
Descarga estimada de agua residual (por habitante de clase popular)	359.3 m ³ /día	109.7 m ³ /día	469 m ³ /día	28,140

Los resultados de la tabla 6.2, muestran un aporte de carga orgánica proveniente del agua residual, la cantidad de DBO que aporta la subcuenca del Arroyo Aguas Blancas es mayor considerando el número de contaminantes (carga orgánica) hacia la playa debido a que alberga un mayor número de habitantes, aunque no se tiene certeza de la cantidad llega a la playa.

6.2. Fuentes de contaminación

Durante el recorrido de reconocimiento de las subcuencas con influencia en la playa de estudio, se observó que las viviendas construidas en ambas márgenes descargan sus aguas residuales directamente a los cauces del arroyo y del río. La existencia de estas fuentes puntuales de contaminación es una de las causas del deterioro de la calidad de dichos cuerpos de agua y del agua de la playa. En la Figura 6.3 se pueden observar algunos de los puntos críticos cerca y sobre el cauce del río.

No obstante que 97.96% de la población dispone de conexión a la red de alcantarillado y que las aguas residuales colectadas se tratan en la planta de tratamiento Aguas Blancas, el restante 2.04% de la población, aproximadamente 2800 habitantes descargan sus residuos líquidos en los cauces citados o los infiltran al subsuelo.

En la Figura 6.3 C, E y G se observan tuberías domiciliarias y un registro sobre el cauce del río. En la Figura 6.3 B y F se observan alcantarillas abiertas con inserción directa al cauce del río y arroyo, en temporada de lluvia pueden tener un aporte de contaminantes de toda la calle.



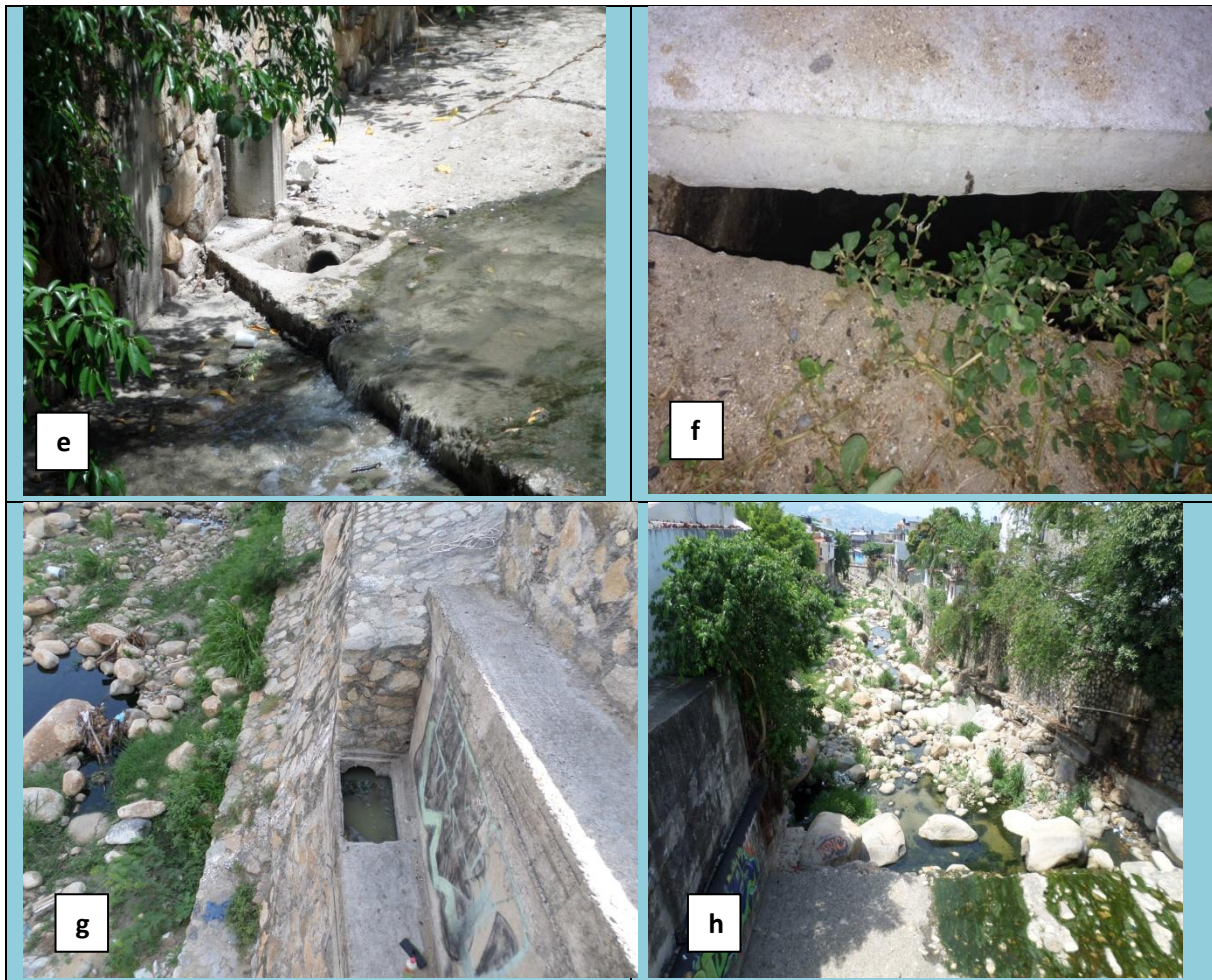


Figura 6.3. Domicilios en las márgenes de los cauces y descargas directas al cauce del Río Camarón: a) Cercanía de las viviendas al cauce del río, b) Posible descarga directa al Arroyo Aguas Blancas c) Cercanía de las viviendas al cauce del río y un tubo sobre el cauce del río (ovalado rojo) d) Basura sobre el cauce del Arroyo Aguas Blancas e) Descarga directa al cauce del río f) Descarga directa al arroyo g) Registro dentro del cauce del río h) Cercanía de las viviendas al cauce del río.

En las entrevistas con ingenieros de diferentes aéreas de CAPAMA, algunos expresaron que casi todas las familias de las zonas altas se oponen a que se les construya la red de alcantarillado debido a que la Comisión cobra por el suministro de agua y por la descarga de aguas residuales.

Además, algunos tipos de establecimientos comerciales con conexión a la red de alcantarillado como mercados, tianguis y comercio al por mayor, pueden influir en la calidad de agua de las subcuencas. Por ejemplo, en la zona centro del

municipio de Acapulco están localizados diversos comercios, tianguis, oficinas gubernamentales, el mercado turístico de artesanías y, a un costado, el rastro municipal de la zona centro, en este último se procesan productos como carne, verduras y alimentos de origen marino, del otro lado de la calle, frente al rastro, existe una descarga directa al río (Figura 6.3 B), en algunas ocasiones se observó a los locatarios depositar el contenido (desconocido) de cubetas en esta zona. La Figura 6.4 muestra con puntos de color azul y morado la ubicación de los establecimientos dentro de las subcuencas. El tipo de establecimientos es muy variado, en la Tabla 6.3 se resume la información de los establecimientos que pueden influir en la calidad del agua de la zona.

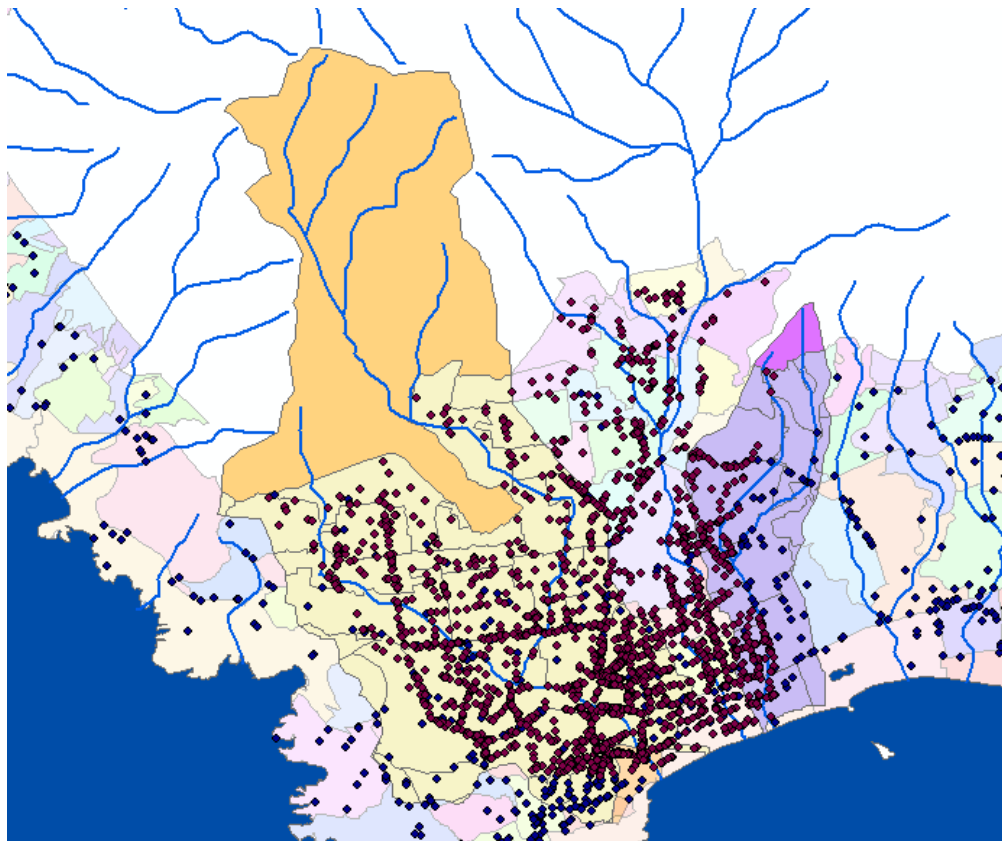


Figura 6.4. Localización de los establecimientos comerciales y de servicios públicos en el área de las subcuencas en estudio. Los establecimientos se ejemplifican con puntos de color morado y azul marino, por otro lado los diferentes areas con diferentes colores delimitan las AGEB's en la zona y el color azul claro indica el agua marina.

Tabla 6.3. Principales establecimientos comerciales y de servicios públicos en cada subcuenca

Subcuenca del Arroyo Aguas Blancas		Subcuenca del Río Camarón	
Total de establecimientos: 2304		Total de establecimientos: 419	
Tianguis	68	Tianguis	0
Central de abasto	1	Central de abasto	0
Mercado	134	Mercado	0
Restaurantes	662	Restaurantes	58
Escuelas	90	Escuelas	17
Tortillerías	200	Tortillerías	29
Servicios de preparación de alimentos	57	Servicios de preparación de alimentos	6
Hospitales	4	Hospitales	1
Consultorios	88	Consultorios	97
Bares	72	Bares	6
Comercio al por mayor	187	Comercio al por mayor	31
Baños en la playa	1		

En la subcuenca del Arroyo Aguas Blancas existen 2304 establecimientos y en la subcuenca del Río Camarón existen 419 establecimientos comerciales. El Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento de la CONAGUA (MAPAS, 2007) clasifica el consumo mínimo de acuerdo al tipo de comercios. En la Tabla 6.4 se enumeran los diversos establecimientos con su consumo de agua potable y el consumo total de acuerdo al número de establecimientos en las dos subcuencas.

También operan aproximadamente 5 hoteles de tres estrellas, próximos a la zona de estudio, cerca de la costera Miguel Alemán, de acuerdo al mismo manual el consumo promedio es de 1000 l/cuarto/día. Englobando el total de los establecimientos encontrados se tendría un consumo diario de agua potable de 186.90 m³, de acuerdo a cada establecimiento, considerando que de este volumen el 90% se dispone como agua residual, se obtiene un total de 168.22 m³ (Tabla 6.4), de acuerdo con la Figura 6.4 gran parte de los establecimientos se encuentran en aéreas con alcantarillado, sin embargo, no se cuenta con información de los establecimientos en las partes altas de las subcuencas (aéreas sin alcantarillado). Los datos anteriormente presentados son los reportados por diferentes instancias gubernamentales, pero dentro de las zonas existen establecimientos que no son regulados por ninguna autoridad por ejemplo puestos ambulantes de comida y lavados de autos (Figura 6.5), por otro lado, en el cauce del río vive un número no determinado de personas en situación de calle, todos

estos factores pueden afectar de manera sustancial la calidad del agua en el cauce.

Las concentraciones experimentales de DBO presentan una diferencia entre los dos muestreos, el rango del primer muestreo está entre 81 y 303 mg/L, el intervalo del segundo muestreo está entre 141 y 385 mg/L. Con estos valores, de acuerdo a Metcalf y Eddy, 2002, la composición típica del agua residual doméstica bruta, con una concentración media, es de 220 mg/L de DBO. Considerando además el consumo de agua total, se puede estimar la carga orgánica generada por los diferentes comercios.

Estableciendo la cantidad de DBO_5 que se genera por establecimiento se puede saber la *población equivalente*, que es la carga orgánica biodegradable con una DBO_5 de 60 gramos de oxígeno por día (WISE, 2011). Esto quiere decir que cada habitante contamina con 60 gramos al día de DBO_5 y cada persona consume un promedio de 250 L de agua diariamente. Para el cálculo de la cantidad de habitantes equivalentes de una población se debe usar la cantidad de DBO generada en un periodo de tiempo, en este caso un día (Tabla 6.4).

Tabla 6.4. Consumo de agua potable de acuerdo al tipo de establecimientos

Tipo de comercio	Unidad de medida aproximada por establecimiento	Consumo de agua potable	Consumo de agua total de las 2 cuencas de acuerdo al número de establecimientos	DBO (g/d) por establecimiento	Población equivalente (personas)
Tianguis	100 Locales	100 l/local/día	680000 l/día	163200	2720
Central de abasto	200 Locales	100 l/local/día	20000 l/día	4800	80
Mercado	100 Locales	100 l/local/día	1340000 l/día	321600	5360
Restaurantes	50 Asientos	6 l/asiento/día	216000 l/día	51840	864
Escuelas	200 alumnos/2 turnos	25 l/alumno/turno	1070000 l/turno	256800	4280
Tortillerías		*	*	*	*
Servicios de preparación de alimentos	100 Comidas	12 L /comida	75600 l/comida	18144	302
Hospitales	200 camas	800 l/cama/día	800000 l/día	192000	3200
Consultorios	50 Camas	800 l/cama/día	7400000 l/día	1776000	29600
Bares		*	*	*	*
Comercio al por mayor	1 m ²	6 l/m ² /día	1308 l/día	313	5
Baños en la playa	200 Bañistas	300 l/bañistas/regadera/día	60000 l/día	14400	240

*No se encuentran datos acerca del consumo de agua potable de este tipo de establecimientos

Fuente: Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento, datos básicos, Comisión Nacional del Agua, 2007

La población equivalente se usa como referencia para realizar de manera sencilla una comparación. Al hablar de población equivalente es fácil relacionarla o asociarla a algo real, el término sigue siendo un valor intuitivo que da una idea

aproximada, lo que facilita mucho la comparación y proporciona un orden de magnitud de la contaminación por aguas residuales.

Para estimar la carga de DBO vertida al ambiente se tomó en cuenta solo a los establecimientos, sin contabilizar el número de locales, alumnos, asientos, comidas realizadas, camas, metros cuadrados o bañistas por regadera. Si se consideraran dichas variables, la producción de carga orgánica aumentaría considerablemente; por ejemplo, dado que existe una central de abastos en la zona, suponiendo que cuenta con 200 locales y el consumo de agua potable es de 100 L/local/día, el total sería de 20000 L/día, por lo que la producción de DBO sería de 3960 g/L si se considera una producción del 90% de agua residual en relación con el consumo, lo que corresponde a una población equivalente de 66 personas.



Figura 6.5 Establecimiento de lavado de autos sobre el cauce del Río Camarón, a menos de 200 m de la playa Tamarindos.

La cuantificación de la carga orgánica no incluyó los establecimientos semifijos cercanos al cauce. Por otro lado, a escasos 100 m de la playa y en el cauce del Río Camarón se observó un establecimiento para lavar autos, el efecto directo de esta actividad es el aumento en los niveles de GyA, dureza, detergentes (pueden intervenir en el crecimiento de microorganismos en esta área) y productos derivados del petróleo, estos posibles contaminantes son vertidos en un registro, sin poder precisar que esté conectado a la red de alcantarillado.

A partir del consumo de agua potable por establecimiento, estimando su aportación de aguas residuales, se determinó el aporte de carga orgánica y la correspondiente población equivalente. Empleando la población equivalente como indicador, se clasificaron los establecimientos en orden jerárquico de mayor a

menor carga orgánica, considerando la composición del agua residual doméstica, como se muestra en la Figura 6.6.

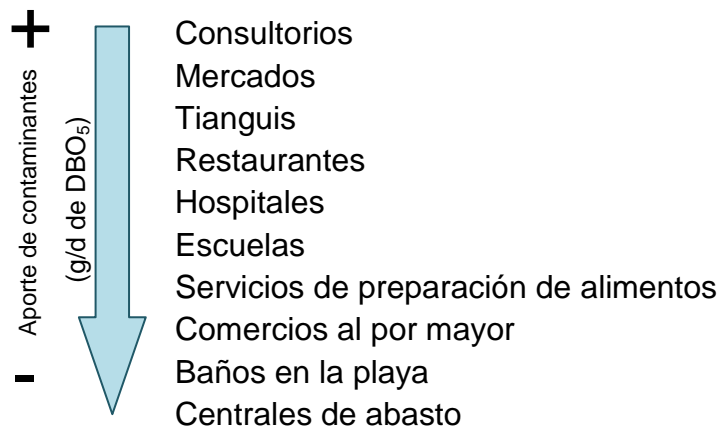


Figura 6.6. Clasificación de fuentes de contaminación no domésticas, de mayor a menor carga orgánica.

6.3. Resultados del trabajo de campo y laboratorio

La Tabla 6.5 presenta la lista de parámetros de calidad del agua determinados.

Tabla 6.5 Parámetros determinados *in situ* y en el laboratorio

Determinación <i>in situ</i>	Determinación en el laboratorio
Oxígeno disuelto	Demanda química de oxígeno (DQO)
Porcentaje de oxígeno disuelto	Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)
pH	Sólidos suspendidos totales (SST)
Temperatura	Dureza
Conductividad	Coliformes totales
Salinidad	<i>Enterococos</i>
	<i>Escherichia coli</i>

De acuerdo al estudio realizado por el INE en el año 2000, se puede determinar el impacto sobre la calidad del agua mediante una escala de valores, de acuerdo al valor promedio de cada parámetro en comparación con el valor de la norma correspondiente, de acuerdo con esta escala existen seis clasificaciones, diferenciadas por colores del verde al rojo, las escalas son las siguientes; si el valor de algún parámetro es menor al valor de la norma este no tendría impacto en

la calidad del agua (color verde), si el valor es igual al valor de la norma su impacto es bajo (color azul), si el valor promedio es dos veces mayor al valor de la norma su impacto sería moderado (color naranja), si el valor promedio es tres veces mayor al registrado en su norma correspondiente el impacto es intenso (color amarillo), si el valor es cuatro veces mayor al valor reportado en la norma correspondiente su impacto en la calidad del agua sería severo (color morado), finalmente si el valor promedio del parámetro es mayor seis veces mayor al de la norma correspondiente su impacto sobre la calidad del agua sería extremo (color rojo). Con esta clasificación algunos parámetros como SST y DBO₅ que se encuentran normados en la NOM-001-SEMART-1996 y los *Enterococos* en NMX-AA-120-SCFI-2006, pueden ser catalogados de acuerdo a su impacto sobre la calidad del agua.

6.3.1 Determinaciones *in-situ*

Al comparar los resultados de los dos muestreos (Tablas 6.6 y 6.7), se observa que se presentó una disminución considerable de los valores de todos los parámetros en el segundo muestreo, principalmente a las 9:20 h. Los valores de salinidad disminuyeron 2 g/L, posiblemente favoreciendo el desarrollo de *Enterococos*. Los valores de OD y % OD se vieron disminuidos en todos los horarios; el oxígeno disuelto es fundamental para algunos procesos microbiológicos, fisicoquímicos y para el mantenimiento óptimo de los peces en la zona, algunos peces necesitan para vivir de 4 a 5 mg/L, con los valores de OD registrados en en la segunda campaña de muestreo (después de una tormenta) no podría haber peces en los sitios de muestreo. De hecho, esta circunstancia pudo haber sido influenciada por la precipitación de la noche anterior. Los desechos demandantes de oxígeno de oxígeno son sustancias que se oxidan en la masa de agua receptora. A medida que las bacterias descomponen estos residuos, utilizan el oxígeno disuelto en el agua, lo que reduce la cantidad de OD. Además, a medida que los niveles de oxígeno disuelto caen, se pueden producir olores indeseables en el agua, disminuyendo su atractivo para uso recreativo.

La temperatura, que es un factor importante para la reproducción o supervivencia microbiana, disminuyó en la segunda campaña de muestreo, junto con el OD, en el horario de las 17:20 h, la diferencia fue de 3°C aproximadamente; este fenómeno se considera atípico dado que teóricamente al disminuir la temperatura aumenta el oxígeno disuelto y viceversa.

Tabla 6.6. Resultados de los parámetros obtenidos *in situ* correspondientes a la primera campaña de muestreo (estiaje).

Sitio	Hora	Fecha	OD (mg/l)	pH	T (°C)	Conductividad mS/cm	Salinidad UPS	% OD
1	9:20	1/07/2015	6.11	8.29	30.84	54.65	35.97	99
2			6.32	8.30	30.89	54.82	36.11	102
3			4.78	8.30	31.21	54.86	36.12	78
4			5.35	8.29	30.65	54.78	36.08	86
1	13:20	1/07/2015	6.49	8.30	30.88	54.84	36.12	105
2			6.27	8.30	30.85	54.87	36.15	101
3			5.00	8.30	31.20	54.83	36.10	81
4			5.53	8.29	30.63	54.75	36.06	89
1	17:20	1/07/2015	5.64	8.23	32.42	55.03	36.20	94
2			5.61	8.29	32.33	55.12	36.27	93
3			5.89	8.31	32.49	54.93	36.12	98
4			5.08	8.28	32.06	55.31	36.42	84

Tabla 6.7. Resultados de los parámetros obtenidos *in situ* correspondientes a la segunda campaña de muestreo (época de lluvias)

Sitio	Hora	Fecha	OD (mg/l)	pH	T (°C)	Conductividad mS/cm	Salinidad UPS	% OD
1*	17:20	26/10/2015	2.33	8.18	31.09	51.34	33.52	38
2			2.39	8.17	30.78	51.44	33.60	39
3			2.26	8.16	30.69	51.95	33.98	37
4**			1.83	8.05	29.94	52.50	34.42	29
1*	9:20	27/10/2015	1.58	8.14	30.78	52.52	34.40	26
2			1.51	8.11	30.68	52.48	34.38	25
3			1.47	8.10	30.52	52.38	34.31	24
4**			1.54	8.09	30.46	52.15	34.14	25
1*	13:07	27/10/2015	1.80	8.06	29.99	51.93	34.00	29
2			1.80	8.02	30.01	52.18	34.18	29
3			1.80	8.04	30.06	52.07	34.10	29
4**			1.83	8.05	29.94	52.50	34.42	29

En la segunda campaña de muestreo, los valores de pH y conductividad disminuyeron un poco en comparación con el primer muestreo (0.2 UpH y 3 mS/cm, aproximadamente), debido al descenso en las concentraciones de

salinidad y OD. La lluvia que antecedió al segundo muestreo afectó al agua de mar de la playa, disminuyendo el pH por acción de la acidificación de la lluvia causada por la contaminación en la zona.

Los datos de oxígeno disuelto obtenidos por la SEMAR en el sitio de muestreo Hornos-Condesa, son mayores a una profundidad de 10 m y en diciembre (7.8 mg/l), por otro lado son mayores en comparación a los obtenidos en los dos muestreo, los datos fueron recolectados por la SEMAR en marzo, agosto y diciembre, los valores están entre 6.75 y 7.8 mg/l.

Para temperatura, la SEMAR registró valores inferiores a los dos muestreos, la diferencia entre las dos zonas no es significativa. La salinidad reportada, es inferior a la observada en los dos muestreos (aproximadamente 2 UPS), de acuerdo con las profundidades de muestreo se puede destacar que no existe diferencia de concentración en la superficie y a 10 m de profundidad.

6.3.1.2 Olor

La apariencia del mar en la playa Tamarindos es de color azul-verdoso, turbia y una mezcla de olores característicos como, humedad, ácido sulfhídrico (olor a huevo podrido típico de alcantarilla), algunos autores mencionan que el olor característico del mar es debido a dimetil sulfuro (DMS) que es el producto de la descomposición bacteriana del dimetil sulfonio propionato, una sustancia muy abundante en el fitoplancton, este olor lo relacionan con col cocida.

6.3.1.3 Carga de bañistas

La carga de bañistas fue de diferentes tipos de acuerdo a la hora, por ejemplo, por la mañana se observó una gran cantidad de pescadores y personas haciendo ejercicio, en cambio, por la tarde, la mayoría de las personas realizaban algún deporte como voleibol o fútbol. Es pertinente mencionar que durante los periodos de muestreo no era temporada vacacional (julio y octubre), por lo que la carga de bañistas se puede ver disminuida, incluyendo el posible aporte de contaminantes de los bañistas a la playa (Tabla 6.8).

Tabla 6.8 Afluencia de bañistas en la playa Tamarindos

Zona	Actividad	1° Muestreo	2° Muestreo
Dentro del mar	Trabajando	6	17
	Nadando	48	18
En la playa	Trabajando	17	61
	Descansando	45	131
	Jugando	43	24
	Caminando	65	26

Analizando el total de personas en la playa Tamarindos, se puede obtener de acuerdo a la población equivalente la cantidad de carga orgánica que pueden aportar en la zona, de acuerdo a Metcalf y Eddy, 2002, cada persona contribuye con 60 g de DBO₅, el total de personas en la playa en el primer muestreo fue de 224 y en el segundo de 277 personas, la carga de contaminantes orgánicos a la red de alcantarillado de la zona y en cada día de muestreo pudo ser de 13440 y 16620 g de DBO.

6.3.1.4 Elementos flotantes y cantidad de elementos en la playa (arena de playa)

A lo largo de la playa se observaron residuos sólidos, como envolturas de comida chatarra, envases de refrescos y bebidas embriagantes, así como restos de comida, estos últimos fueron más evidentes debido a la gran cantidad de mesas con sombrillas o palapas. Durante las dos campañas de muestreo solo una vez se observó personal de limpieza del municipio de Acapulco.

6.3.1.5 Presencia de la vida silvestre y animales domésticos

Se observó la presencia de palomas, perros y gatos que son atraídos por la gran cantidad de residuos de alimento que pueden encontrar. Debido a la presencia de animales domésticos en la playa se encontraron alrededor de 5 heces y a una persona bañando a su perro en la playa (Tabla 6.9).

Tabla 6.9 Conteo de animales en la playa

	1° Muestreo	2° Muestreo		Total
Palomas	15	27/10/2015 9:22	29	115
		27/10/2015 12:05	71	
		27/10/2015 12:32	15	
Perros	2	27/10/2015 9:22	3	9
		27/10/2015 12:05	4	
		27/10/2015 12:32	2	
Gatos	1	27/10/2015 12:05	1	1

Las palomas (*Columba livia*) son una especie originaria de Europa, África y Asia, hoy día se estima que existen 19 subespecies. Las palomas urbanas subsisten de los desperdicios, diversos granos y otros materiales alimenticios que les proporciona la gente intencional o involuntariamente.

Con el paso del tiempo, muchas de las poblaciones se han convertido en una plaga, constituyendo así un grave problema de salud pública ya que son reservorio de por lo menos 40 virus, bacterias, hongos y parásitos que pueden afectar al ser humano y a los animales domésticos. Entre las enfermedades que transmiten al ser humano se encuentran las siguientes (Olalla *et al.*, 2009):

Histoplasmosis. Es una enfermedad respiratoria causada por la inhalación de esporas del hongo *Histoplasma capsulatum* presente en suelos contaminados por sus heces fecales.

Salmonelosis. La bacteria *Salmonella spp.* es la causante de esta enfermedad y una de las vías de infección la constituye la ingesta de alimentos contaminados por heces. Las palomas habitan en lugares que pueden tener a la bacteria por lo que es fácil su transporte en sus patas y la transmiten al ser humano al caminar en áreas donde colocan sus alimentos (mesas al aire libre).

Psitacosis (ornitosis). Enfermedad transmitida por la bacteria *Chlamydia psittaci* por medio inhalación de polvo fecal y secreciones nasales.

Criptococcosis. El hongo *Cryptococcus neoformans* es el responsable de esta enfermedad y la vía de infección es por la inhalación de levaduras de suelo contaminado por heces.

Las palomas no sólo transmiten enfermedades al ser humano sino también a otras aves. Se han detectado en ellas más de 20, entre las que se puede mencionar la

malaria aviar. Por otro lado, las heces de estas aves son corrosivas y generan diversos daños a la infraestructura de las áreas urbanas (edificios, esculturas, automóviles) (Olalla *et al.*, 2009).

Actualmente a nivel nacional no se realizan estudios en campo para determinar las enfermedades en una población de palomas, sólo se realizan trabajos de investigación para comunidades de palomas en zonas específicas como aviarios, o centros de columbicultura, para evitar una posible zoonosis se puede realizar muestreos en aéreas definidas, contabilizando la población de palomas con un marcaje específico, al mismo tiempo realizar una inspección clínica general (inspección desde la cabeza, al cuerpo y luego extremidades, pasando por el pico, ojos, movilidad de las alas, estado de las plumas, presencia de ectoparásitos y consistencia y color de las heces) para posteriormente realizar una toma de muestra por cada espécimen.

6.3.1.6. Animales muertos en la playa

Durante el primer muestreo en la playa se encontraban dos peces muertos con una apariencia similar a un pez globo (*Arothron nigropunctatus*). En el segundo muestreo cerca del Arroyo Aguas Blancas se observó un pez muerto similar a los antes mencionados, posiblemente debido a la disminución del OD en la zona y una rata muerta.

6.3.2. Evaluación de la calidad del agua y estimación del riesgo a la salud de los usuarios: Parámetros analizados en el laboratorio

6.3.2.1. Parámetros microbiológicos. Determinación de *Enterococos*

El análisis de cada muestra se efectuó dentro de las primeras 8 horas posteriores a su recolección y siempre se mantuvieron resguardadas en oscuridad y a una temperatura aproximada de 4°C, para este análisis a todas las muestras se les realizaron duplicados, los resultados de los duplicados fueron iguales a los reportados en la Tablas 6.11.

Los resultados de los análisis microbiológicos correspondientes al primer muestreo (Tabla 6.11) se encuentran entre >3 y 23 NMP/100 mL de muestra, los valores más altos se obtuvieron principalmente en el sitio 3 en los tres diferentes horarios de muestreo. Como una actividad extraordinaria, en el primer muestreo se determinaron tres sitios fuera de la playa Tamarindos, con el fin de tener un panorama general de la calidad del agua de las zonas cercanas a la playa de

estudio, se determinaron tres sitios al noroeste del Arroyo Aguas Blancas con una distribución de 150 m entre cada sitio, los resultados obtenidos de esta acción fueron de 23 NMP/ 100 mL en los tres lugares, observando que no existe una variación significativa y ningún sitio excedió la normatividad vigente.

Con respecto al segundo muestreo (Tabla 6.10), la primera muestra fue recolectada el 26 de octubre a las 17:20 h y las muestras de las 9:20 y 13:07 h correspondieron al 27 de octubre. En la madrugada del 27 de octubre ocurrió una tormenta con una duración de entre 2 y 3 horas. Las muestras de las 9:20h presentaron los valores más altos en los sitios 3 y 4, con 240 y 210 NMP/100 mL, respectivamente, seguidos de los sitios 1 y 2, en el mismo horario, de 93 NMP/100 mL, los valores obtenidos en los sitios 3 y 4 exceden la NMX-AA-120-SCFI-2006, que califica una playa como apta con valores de 0 a 200 NMP/100 mL y como no apta con valores mayores a 200 NMP/ 100 mL. En virtud de lo anterior, las personas en contacto con el agua de la playa a esa hora pudieron estar expuestas a más de 200 NMP por cada 100 mL de agua marina, por lo que tuvieron una probabilidad alta de estar en contacto con algunos microorganismos patógenos en concentraciones similares al indicador empleado. Este fenómeno se atribuye a la tormenta de esa madrugada, que propició arrastre de contaminantes hacia el mar. Por otra parte, con el trascurso del tiempo las concentraciones tendieron a disminuir, a las 17:20 h se obtuvo una concentración menor de microorganismos en las muestras y en consecuencia la exposición de los usuarios pudo ser menor.

Los resultados de los análisis microbiológicos realizados a las muestras de agua de mar indican que la mayor concentración de *Enterococos* se presentó en la época de lluvias siendo los sitios 3 y 4 los más contaminados.

En general, los resultados de los análisis de laboratorio sugieren un efecto adverso significativo de la precipitación sobre la calidad del agua marina en la playa Tamarindos. La concentración de *Enterococos* en época de lluvia fue más alta, posiblemente debido a la presencia de escorrentía con arrastre de desechos de animales domésticos y, en general, al lavado del área.

Tabla 6.10. Resultados de *Enterococos* obtenidos en los dos muestreos

Muestreo	Hora	Sitio	<i>Enterococos</i> NMP/100 mL	Muestreo	Hora	Sitio	<i>Enterococos</i> NMP/100 mL
				Tormenta			
1° Muestreo 1 de Julio	9:20	1*	4	2° Muestreo 26 de Octubre	9:20	1*	93
	9:20	2	<3		9:20	2	93
	9:20	3	23		9:20	3	240
	9:20	4**	4		9:20	4**	210
	13:20	1*	<3		13:07	1*	43
	13:20	2	4		13:07	2	23
	13:20	3	23		13:07	3	15
	13:20	4**	4		13:07	4**	23
	17:20	1*	23	2° Muestreo 25 de Octubre	17:20	1*	23
	17:20	2	9		17:20	2	23
	17:20	3	23		17:20	3	21
	17:20	4**	<3		17:20	4**	23
	17:20	5	23				
	17:20	6	23				
17:20	7	23					

Analizando los resultados tomando en cuenta el estudio del INE (actualmente INECC) del 2000, casi todos los sitios de muestreo están por debajo del valor de la norma (NMX-AA-120-SCFI-2006), sólo los sitios 3 y 4 de las 9:20 h estarían por encima del valor máximo permisible, con un valor de impacto cercano a 1.

Por otro lado, los estudios realizados por la CONAGUA (Capítulo 2. Antecedentes), registraron valores de *Enterococos* fecales, en un periodo de muestreo entre noviembre del 2012 a agosto del 2015. Analizando las concentraciones de *Enterococos* fecales, el sitio de muestreo DLGUE1252 cercano al Arroyo Aguas Blancas, en 7 ocasiones presentó valores superiores a los 200 NMP/ 100 mL, dos de los resultados de los muestreos corresponden a la época de lluvias (5 de agosto del 2014 y 25 de junio del 2015), con valores de 2419 y 1194 NMP/ 100 mL, respectivamente, en este caso presenta un impacto extremo (5 veces por arriba del LMP de la norma). Cabe destacar que el valor del día 25 de junio fue determinado 6 días antes de la realización del primer muestreo con una diferencia de más de 1000 NMP/100 mL, por otro lado, de acuerdo con la Tabla 2.6, 6 de los 7 valores por arriba de los límites permitidos sobrepasan 5 veces el LMP. En los sitios DLGUE1253 (aguas abajo del Arroyo Aguas Blancas) y DLGUE1252 (aguas arriba del Arroyo Aguas Blancas) del día 19 de marzo del 2014, presentaron concentraciones elevadas de *Enterococos* 561 NMP/100mL y

2046 NMP/100mL, por lo que consistentemente se observa la influencia del Arroyo Aguas Blancas en la contaminación de la playa.

6.3.2.2. Coliformes fecales

En los resultados obtenidos en el primer muestreo (Tabla 6.11), los sitios con mayor concentración de Coliformes fecales fueron 1 y 4 en el horario de las 9:20h. Estos resultados eran previsibles, ya que en estos dos sitios se encuentran las descargas del Arroyo Aguas Blancas (punto 1) y del Río Camarón (sitio 4), sin embargo, se cuenta con pocas muestras y en un sólo horario.

En los resultados del segundo muestreo, se observó que la mayor concentración de Coliformes fecales se presentó en los sitios 1, 2 y 4 de las 9:20 h, que son los más contaminados, cabe recordar que la toma de muestras de las 17:00 h fue el 25 de octubre, y en la madrugada del siguiente día (26 de octubre) se presentó una lluvia entre moderada y fuerte, posteriormente el 26 de octubre se recolectaron las muestras de las 9:00 y 13:00 h.

Los Coliformes presentaron un comportamiento similar al observado en el análisis de *Enterococos*, ya que en el segundo muestreo, con el transcurso del día, las concentraciones disminuyeron, a las 17:20 h se presentó la menor concentración en los cuatro puntos de muestreo. Esto permite inferir la probabilidad baja de que a las 17:20 h un usuario de la playa enfermara debido al contacto con el agua; de igual manera, en el segundo muestreo se puede suponer una influencia de la lluvia en la zona, ya que en la mañana posterior a la precipitación los niveles de *Enterococos* y Coliformes aumentaron, posiblemente debido al arrastre hacia el mar.

En el segundo muestreo se realizó una actividad extra con el fin de evaluar la calidad del agua en la zona de descarga al mar del río y arroyo, se tomaron dos muestras en cada una de las lagunas formadas a la salida de cada una de las descargas en la playa, se recolectaron en las márgenes derecha e izquierda del cauce, con valores de 256, 161 y 200 UFC/100 mL a las 13:07 h, el Río Camarón está cercano al sitio 4, los valores son similares, aunque el valor en el agua marina es mayor (297 UFC/100 mL) a la misma hora.

Tabla 6.11. Resultados del análisis de Coliformes fecales en los dos muestreos, los colores corresponden al índice de calidad del agua de cada muestra

Muestreo	Hora	Sitio	Coliformes Totales (UFC/ 100 mL)	Muestreo	Hora	Sitio	Coliformes Totales (UFC/ 100 mL)
Blanco 1	2			Blanco 1	0		
Blanco 2	1			Blanco 2	1		
Duplicado	9:20	1	INCONTABLE	Duplicado	9:20	1	311
Duplicado				Duplicado	17:20	1	8
				Tormenta			
1° 1 de Julio	9:20	1	INCONTABLE	2° Muestreo 26 de Octubre	9:20	1	INCONTABLE
	9:20	2	110		9:20	2	INCONTABLE
	9:20	3	20		9:20	3	122
	9:20	4	INCONTABLE		9:20	4	INCONTABLE
				2° Muestreo 25 de Octubre	13:07	1	305
					13:07	2	120
					13:07	3	234
					13:07	4	297
				2° Muestreo 25 de Octubre	17:20	1	10
					17:20	2	25
					17:20	3	104
					17:20	4	70
				Datos adicionales 26 de octubre	13:07	R. Camarón Derecha	256
					13:07	R. Camarón Izquierda	161
					13:07	Arroyo A.B. Izquierda	200
					13:07	Arroyo A.B. Derecho	200

Por otro lado, la SEMAR en el 2015 determinó la concentración de Coliformes fecales en marzo, agosto y diciembre a una profundidad de 10 m, en los tres casos tuvieron una concentración de 10 NMP/100 mL, estos valores son inferiores en comparación a los reportados en los dos muestreos.

De igual manera la CONAGUA determinó la concentración de Coliformes fecales, en tres sitios diferentes, en un periodo de noviembre del 2012 a agosto del 2015, del total de sitios analizados, ocho rebasaron los límites de 1000 (promedio mensual) y 2000 (promedio diario) NMP de Coliformes fecales por cada 100mL establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996.

En el sitio DLGUE1196 cercano al Río Camarón, tres veces se superó el LMP, cabe destacar que en un periodo de dos años y en fechas similares (13 de agosto del 2013 y el 11 de agosto del 2015) correspondientes a la época de lluvias, tuvieron valores de 2400 NMP/100mL en ambos casos, algo inverso ocurrió en los sitios de los días 15 de julio del 2014 y 1 de octubre del 2014 con los analizados el día 9 de junio y 11 de agosto del 2015, estos dos periodos están dentro de la época de lluvias, los valores registrados en 2014 fueron inferiores a los 30 NMP/100mL, en cambio los registrados en el 2015 fueron de 4600 y 2400 NMP/100mL respectivamente, en años diferentes pero en periodos similares hubo una variación de más de 2000 NMP/100mL.

El sitio DLGUE1252 aguas arriba del Arroyo Aguas Blancas, fue el más contaminado de acuerdo con los datos proporcionados por la CONAGUA, de 13 sitios reportados siete rebasan los LMP mencionados anteriormente, realizando un análisis por periodos estacionales (estiaje y lluvias), en tres años diferentes (2013, 2014 y 2015) en los sitios analizados la mayoría de los sitios (cuatro de siete) con concentraciones elevadas (mayores a los 2000 NMP/100mL) pertenecen a la temporada de lluvia, en época de estiaje los meses con una mayor concentración de Coliformes fueron diciembre del 2012 (periodo vacacional), febrero y marzo del 2015, presentaron concentraciones de 2400 NMP/100mL, de acuerdo con estos datos el Arroyo Aguas Blancas en época de lluvia contiene altas concentraciones de Coliformes (hasta cinco veces más del límite establecido para descargas a aguas y bienes nacionales).

6.3.2.3. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

De acuerdo con los resultados obtenidos en las dos campañas de muestreo (Tabla 6.12), los valores de DQO aumentaron en casi todos los casos, en los sitios 1 y 4 de la segunda campaña, excepto en el sitio 4 a las 13:07 h y en el sitio 1 a las 17:20 h, en cambio, los sitios 2 y 3 del segundo muestreo presentaron una disminución en comparación con los resultados del primero. El valor de 405 mg/mL fue el más elevado registrado por la muestra 4 a las 17:20 h. En términos generales, las muestras recolectadas en época de lluvia mostraron valores más elevados, por otro lado, la temperatura y la salinidad presentan poca variación, de

acuerdo a la temperatura del agua la densidad es baja (aproximadamente) y de acuerdo a los resultados estos dos valores afectan a los valores registrados de DQO, por ejemplo, en el primer muestreo el punto 2 en los tres horarios presentó los valores más altos de DQO (359, 350 y 365 mg/L), la temperatura en cada horario fue de 30.89, 30.85 y 32.33°C y salinidad de 36.11, 36.15 y 36.27 mg/L, para este punto se puede observar que a mayor concentración de sales y a mayor temperatura se presentan valores elevados de DQO.

Tabla 6.12. Resultados de DQO

Muestreo	Hora	Sitio	DQO (mg/L)	Muestreo	Hora	Sitio	DQO (mg/L)
Blanco 1			0.19	Blanco 1			0.10
Blanco 2			0.25	Blanco 2			0.11
Duplicado	9:20	1*	215	Duplicado	9:20	1*	295
Duplicado	13:07	1*	340	Duplicado	13:07	1*	337
				Tormenta			
1° Muestreo 1 de Julio	9:20	1*	210	2° Muestreo 26 de Octubre	9:20	1*	292
	9:20	2	359		9:20	2	228
	9:20	3	289		9:20	3	225
	9:20	4**	195		9:20	4**	261
	13:20	1*	337		13:07	1*	340
	13:20	2	350		13:07	2	265
	13:20	3	337		13:07	3	272
	13:20	4**	335		13:07	4**	281
	17:20	1*	352	2° Muestreo 25 de Octubre	17:20	1*	222
	17:20	2	365		17:20	2	280
	17:20	3	171		17:20	3	262
	17:20	4**	297		17:20	4**	405
				2° Muestreo 26 de Octubre	13:07	R. Camarón Der.	260
					13:07	R. Camarón Izq.	265
					13:07	R. Camarón Cent.	271
					13:07	DP Cent.	241
					13:07	DP Izq.	342
					13:07	DP Der.	280

Para el segundo muestreo los valores elevados de DQO se presentaron a las 9:20 y 13:20 h, punto 1: 292 mg/L y 340 mg/L, respectivamente, y el punto 4 a las 17:20 horas (405 mg/L), los valores de salinidad fueron de 34.40, 34 y 33.52 mg/L y la temperatura 30.78, 29.99 y 31.09°C, respectivamente. De acuerdo con estos resultados no se observa una influencia significativa de la salinidad y la temperatura con los valores de DQO. Los sitios 1 y 4 presentan las descargas del Arroyo Aguas Blancas y del Río Camarón, por lo que se puede inferir que los resultados de DQO son influenciados por el aporte de las dos descargas.

La determinación de DQO en aguas salinas presenta interferencias, la más común son los cloruros, pues las altas concentraciones dan un sesgo positivo causado por la oxidación de los iones cloruro a cloro y por otra parte también reaccionan con el sulfato de plata, disminuyendo la acción del catalizador en la reacción. La medición de DQO pudo presentar alguna interferencia por la concentración de cloruros relacionada con la salinidad en la zona, la cual no se pudo minimizar por falta del reactivo sulfato mercuríco (HgSO_4), para formar el cloruro mercuríco, muy poco soluble en medio acuoso. De acuerdo con los datos de DQO del río y del arroyo, sus concentraciones son similares a las obtenidas en los sitios de muestreo en el mar, con esta información se puede suponer que la interferencia no influyó de manera significativa en los valores de DQO, aunque esta información no pudo ser confirmada.

Por otro lado, en la publicación Estadísticas del Agua en México (CONAGUA, 2013-2014), la CONAGUA incluye sus principales indicadores de calidad del agua, entre éstos a la demanda química de oxígeno (DQO) y emplea una escala para determinar el grado de contaminación en 5 categorías diferente descritos en la Tabla 6.13.

Tabla 6.13. Niveles de contaminación de acuerdo a la concentración de DQO.

Clasificación	Concentración	Observaciones
Excelente	≤ 25 mg/L	No contaminada
Buena calidad	>25 y ≤ 75 mg/L	Bajo contenido de materia orgánica
Aceptable	>75 y ≤ 150 mg/L	Indicio de contaminación pero con capacidad de autodepuración o con descargas de agua residual tratada
Contaminada	>150 y ≤ 400 mg/L	Aguas contaminadas con descargas de agua residual cruda principalmente de origen municipal
Fuertemente contaminada	>200 mg/L	Fuerte impacto de descargas de aguas residuales crudas municipales y no municipales

De acuerdo con lo anterior, en casi todos los sitios de muestreo el agua está fuertemente contaminada con concentraciones superiores a los 200 mg/L, a excepción de dos sitios (4 y 3 de las 9:20 y 17:20 horas) del primer muestreo. El agua de la playa Tamarindos tiene concentraciones de DQO similares a la composición típica del agua residual domestica cruda, de acuerdo a Metcalf y Eddy, 2002 (concentración débil de DQO es de 250 mg/L).

6.3.2.4. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

Los resultados correspondientes a la primera campaña de muestreo no guardan semejanza con los de la segunda campaña (Tabla 6.14), posiblemente debido al oxígeno consumido por una población microbiana en condiciones en las que se han inhibido los procesos fotosintéticos de producción de oxígeno en condiciones que favorecen el desarrollo de los microorganismos.

Tabla 6.14. Resultados de DBO.

Muestreo	Hora	Sitio	DBO (mg/l)	Muestreo	Hora	Sitio	DBO (mg/l)	
Blanco 1			0.19	Blanco 1			0.17	
Blanco 2			0.18	Blanco 2			0.18	
Duplicado	13:20	4**	171.12	Duplicado	13:20	4**	208.01	
Duplicado	17:20	1*	298.76	Duplicado	17:20	1*	139.43	
				Tormenta				
1° Muestreo 1 de Julio	9:20	1*	162.10	2° Muestreo 26 de Octubre	9:20	1*	222.89	
	9:20	2	202.63		9:20	2	162.10	
	9:20	3	81.05		9:20	3	162.10	
	9:20	4**	121.58		9:20	4**	60.79	
	13:20	1*	162.10		13:07	1*	283.68	
	13:20	2	81.05		13:07	2	202.63	
	13:20	3	243.16		13:07	3	162.10	
	13:20	4**	162.11		13:07	4**	202.63	
	17:20	1*	303.95	2° Muestreo 25 de Octubre	17:20	1*	141.84	
	17:20	2	283.69		17:20	2	162.10	
	17:20	3	143.16		17:20	3	202.63	
	17:20	4**	162.11		17:20	4**	385.00	
					2° Muestreo 26 de Octubre	13:07	R. Camaró n Der.	162.10
						13:07	R. Camaró n Izq.	283.68
						13:07	R. Camaró n Cent.	222.89
						13:07	Arroyo Cent.	182.37
				13:07		Arroyo Izq.	222.89	
				13:07		Arroyo Der.	222.89	

Los resultados de DBO observados en la descarga del Río Camarón están entre 162.10 y 283.68 mg/L y en el Arroyo Aguas Blancas están entre 182 y 222 mg/L, en ambos casos los valores superan los LMP de la NOM-001-SEMARNAT-1996, la cual establece que para descargas a aguas costeras destinadas al uso recreativo y estuarios el LMP es de 75 mg/L para promedio diario o 150 mg/L para promedio mensual.

Los puntos de mayor concentración de DBO en la primera campaña fueron los sitios 2, 3 y 1 a las 9:20, 13:20 y 17:20 h, respectivamente; los puntos 2 y 3 no presentan descargas, en cambio, el sitio 1 de esta campaña, a las 17:20 h, presentó la mayor concentración. En la segunda campaña, el punto 1, a las 9:20 y 13:07 h, y el sitio 4, a las 17:20 h, tuvieron los valores más elevados (222.8, 283.7 y 385 mg/L, respectivamente), los datos no se ven modificados por los valores de temperatura o salinidad, pero sí por el horario, pues el sitio 4 a las 17:20 h presentó el valor más elevado de DBO.

En agosto y diciembre del 2015, la SEMAR analizó la DBO₅ en sitios superficiales y a una profundidad de 10 m. Los datos registrados fueron de 0.74 y 1.11 mg/l a 10 m, y en sitios superficiales registró concentraciones de 0.53 y 2.45 mg/L. Las concentraciones son ligeramente mayores en la superficie, lo que hace suponer que ahí existe un mayor número de microorganismos. Sin embargo, dichos resultados son notablemente inferiores a los obtenidos en la presente tesis, en la que el valor más bajo reportado es de 60.7 mg/l, correspondiente al sitio 4 de la segunda campaña de muestreo a las 9:20 horas.

Por otro lado, comparando proporcionalmente los valores más elevados de DBO con los de *Enterococos* y Coliformes fecales, se tiene que en la primera campaña, en el sitio 1 a las 9:20 h se obtuvo 4 NMP/100mL (*Enterococos*) e incontables (Coliformes fecales), de igual modo a las 13:20 horas en el sitio 3 se obtuvo 23 NMP/100mL, y a las 17:20 h en el sitio 1 se obtuvo 23 NMP/100mL, de acuerdo con estos valores a las 9:20 h los datos de DBO pudieron estar influenciados por la presencia de coliformes fecales en el sitio de muestreo, en cambio para los otros sitios no se observa una influencia de estos microorganismos respecto a la DBO, no obstante, en la zona pueden existir otros tipos de microorganismos que pueden influir en el consumo de oxígeno.

Para la segunda campaña de muestreo, en el sitio 1 a las 9:20 h los valores de *Enterococos* y coliformes fueron de 93 NMP/100 mL e incontables, en el sitio 1 a las 13:07 h los valores fueron de 43 NMP/100mL y 305 UFC/100mL y, finalmente, en el sitio 4 a las 17:20 h se observaron valores de 23 NMP/100mL y 70 UFC/100mL. En el sitio 1, en dos horarios diferentes, los valores de DBO y los dos tipos de microorganismos determinados fueron elevados en comparación con los otros puntos de muestreo, posiblemente por la influencia de las concentraciones de *Enterococos* y Coliformes fecales y por la precipitación previa a la jornada de muestreo. Es posible que se haya presentado un fenómeno de limpieza y arrastre

de contaminantes de la subcuenca hacia la playa, esto es significativo debido a la cercanía del Arroyo Aguas Blancas con el sitio de muestreo.

La determinación de la DQO, junto con la DBO₅, permite establecer una relación y según el resultado nos da una idea de si los vertidos que se están produciendo tienen origen industrial (APHA, 1995).

- Si la relación $\frac{DBO_5}{DQO} < 0.5$ Son vertidos de naturaleza industrial (APHA, 1995).
- Si la relación $\frac{DBO_5}{DQO} < 0.2$ Vertidos de naturaleza industrial, poco biodegradables (APHA, 1995).
- Si la relación $\frac{DBO_5}{DQO} > 0.5$ Vertidos de naturaleza urbana y más biodegradables, conforme esa relación sea mayor (APHA, 1995).

Tabla 6.15. Relación DBO₅/DQO

Muestreo	Hora	Sitio	Relación DBO ₅ /DQO	Muestreo	Hora	Sitio	Relación DBO ₅ /DQO
1° Muestreo 1 de Julio	09:20	1*	0.77	2° Muestreo 26 de Octubre	09:20	1*	0.76
	09:20	2	0.56		09:20	2	0.71
	09:20	3	0.28		09:20	3	0.72
	09:20	4**	0.62		09:20	4**	0.23
	13:20	1*	0.48		13:07	1*	0.83
	13:20	2	0.23		13:07	2	0.76
	13:20	3	0.72		13:07	3	0.60
	13:20	4**	0.48		13:07	4**	0.72
	17:20	1*	0.86		17:20	1*	0.64
	17:20	2	0.78		2° Muestreo 25 de Octubre	17:20	2
17:20	3	0.84	17:20	3		0.77	
17:20	4**	0.55	17:20	4**		0.95	

De acuerdo a los resultados del cociente DBO₅/DQO mostrados en la Tabla 6.15., en casi todos los sitios de muestreo los vertidos a la playa son de naturaleza urbana y biodegradable, posiblemente debido a los residuos líquidos generados en los mercados, tianguis y la central de abastos. Sólo tres sitios podrían tener vertidos de naturaleza industrial, pero no se constató la existencia de establecimientos de este tipo en la zona de estudio.

En términos generales, los resultados de laboratorio sugieren una contaminación microbiana significativa en la playa Tamarindos. De acuerdo a los parámetros fisicoquímicos se evidenció una influencia marcada para DQO y DBO ya que estos parámetros aumentaron en los sitios cercanos a las descargas.

6.3.2.5. Dureza

Este parámetro está basado en la presencia de sales con iones calcio y magnesio. La salinidad de los océanos es ligeramente variable, pero la proporción de los diversos componentes es relativamente constante. Este hecho sólo se cumple para aguas de mar abierto. Los estuarios y las zonas costeras poco profundas, sobre todo si se trata de costas habitadas, poseen concentraciones diferentes. El Na^+ y el Cl^- forman por sí solos alrededor del 85% del total de los solutos; si se consideran los iones positivos Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ y los cuatro negativos Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- y Br^- , se llega al 99,9%.

Estos minerales tienen su origen en las formaciones rocosas calcáreas. A veces se da como límite para denominar a un agua como dura una dureza superior a 180 grados americanos, cada grado equivale a 17,2 mg CaCO_3/L de agua (total de 3096 mg CaCO_3/L), por otro lado, la OMS determina el agua dura con valores entre 120 y 180 mg CaCO_3/L . La dureza puede verse afectada por la temperatura del agua y por el pH, en donde a temperaturas altas y pH ácido, las sales pueden precipitar y disolver al carbonato de calcio.

Los resultados (Tabla 6.16) muestran una diferencia entre los valores de las dos campañas de muestreo, las muestras recolectadas en época de lluvias presentan valores mayores en comparación con los reportados en época de estiaje, esto se debe a que la lluvia puede influir en la erosión de rocas o materiales de construcción que puedan contribuir a aumentar la concentración de calcio y magnesio en la zona.

De acuerdo a los resultados de las dos campañas, se puede clasificar al agua como dura, en cambio las concentraciones mayores se presentaron en la segunda campaña, principalmente en los sitios 2 y 3, que son los más alejados de las descargas de la playa, disminuyendo la influencia de un posible aporte de las mismas, por otro lado a las 17:20 h en los puntos 2 y 3 se presentaron altas concentraciones, cabe recordar que este muestreo fue realizado el 25 de octubre previo a una lluvia intensa, pero las máximas concentraciones se presentaron en los puntos 2 y 3 a las 9:20 h (posterior a la lluvia), con esta comparación se puede señalar que la lluvia aumentó la dureza del agua de la zona atribuible a la erosión

hídrica de los materiales presentes en la playa como conchas y algunas arenas y gravas.

Tabla 6.16. Resultados de dureza

Muestreo	Hora	Sitio	Dureza (mg/l)	Muestreo	Hora	Sitio	Dureza (mg/l)	
Blanco 1		1,001.11		Blanco 1		1,098.65		
Blanco 2		1,097.76		Blanco 2		1,109.21		
Duplicado	13:20	4**	4,309.11	Duplicado	13:20	4**	9,829.98	
Duplicado	17:20	4**	5,975.81	Duplicado	17:20	4**	8,821.59	
				Lluvia intensa				
1° Muestreo 1 de Julio	9:20	1*	6,854.40	2° Muestreo 26 de Octubre	9:20	1*	8,568	
	9:20	2	5,997.60		9:20	2	11,709.60	
	9:20	3	4,569.60		9:20	3	11,709.60	
	9:20	4**	5,997.60		9:20	4**	9,424.80	
	13:20	1*	4,569.60		13:20	1*	8,568	
	13:20	2	5,283.60		13:20	2	9,139.20	
	13:20	3	5,569.20		13:20	3	9,567.60	
	13:20	4**	4,284.00		13:20	4**	9,853.20	
	17:20	1*	5,854.80	2° Muestreo 25 de Octubre	17:20	1*	8,853.60	
	17:20	2	7,140.00		17:20	2	11,138.40	
	17:20	3	6,140.40		17:20	3	11,424	
	17:20	4**	5,997.60		17:20	4**	8,853.60	
					2° Muestreo 26 de Octubre	17:20	R. Camarón Der.	14,700
						17:20	R. Camarón Izq.	18,706.50
						17:20	R. Camarón Cent.	16,850.40
						17:20	DP Cent.	11,852.40
				17:20		DP Izq.	10,995.60	
				17:20		DP Der.	13,994.40	

Como actividad adicional se tomaron muestras de los cauces del Río Camarón y del Arroyo Aguas Blancas, en donde el río presentó el valor más alto de dureza de 18,706 mg/L debido a que en esa zona se forma una pequeña laguna que tenía agua con mucho tiempo estancada aumentando así su tiempo de retención, el sitio

cercano a esta descarga no presentó altas concentraciones, debido a que la lluvia no modificó el perfil o la forma de la playa causando la unión entre el río y el mar.

6.3.2.6. Sólidos Suspendidos Totales (SST)

Los resultados obtenidos de SST (Tablas 6.17 y 6.18) se encuentran en miligramos por un litro de muestra, la NOM-001-SEMARNAT-1996 sólo toma en cuenta los sólidos suspendidos totales con valores de LMP de 75 mg/L de promedio diario y 125 mg/L de promedio mensual, con estos resultados todas las muestras se encuentran dentro de los LMP. Las muestras de control de calidad se realizaron con dos concentraciones aproximadas diferentes (2 g/L y 1 g/L), de acuerdo a la NMX 034 se emplearon tres reactivos; cloruro de sodio (NaCl), carbonato de calcio (CaCO₃) y almidón en polvo, el blanco está constituido del agua sintética marina.

Tabla 6.17. Resultados de sólidos de la primer campaña de muestreo

Muestreo	Hora	ST mg/L	SVT mg/L	SST mg/L	SSVT mg/L	SDT mg/L
1° Muestreo 1 de Julio	BLANCO 1	4002	3663	12.5	5	3989.5
	BLANCO 2	4022.5	3656	9.5	4	4013
	MCC1	564	365.5	12	2	552
	MCC2	283	256.5	5.6	0.95	260
	P1 9:15	3731	3118	12.5	5.5	3718.5
	P2 9:15	3757.5	3143	3.5	1.5	3754
	P3 9:15	3697.5	3172	8.5	1.5	3689
	P4 9:15	3766.5	3148.5	17	7.5	3749.5
	P1 1:20	3758.5	3181	11	7.6	3758.5
	P2 1:20	3747.5	3159	11	0	3736.5
	P3 1:20	3725	3099.5	13	3	3712
	P4 1:20	3852.5	3210	11.5	7.5	3841
	P1 5:20	3924	3248.5	3.5	2.5	3920.5
	P2 5:20	3934	3294.5	3.6	2.6	3934
	P3 5:20	3971.5	3456	6	1.5	3965.5
	P4 5:20	3834.5	666	16.5	5	3818

Los SST pueden estar constituidos por sólidos sedimentables y materia orgánica en suspensión y/o coloidal, que son retenidas en un filtro con una porosidad aproximada de 2 µm, en este sentido las partículas de un diámetro mayor quedan retenidas en el filtro, los resultados de la primera campaña fueron sensiblemente homogéneos en cuanto al tipo de parámetros, se tiene una mayor concentración

de sólidos volátiles y disueltos, en los puntos 1 y 4 de las 9:15 h se observó la mayor concentración de sólidos suspendidos, caso contrario en tres de los sitios a las 17:20 h se presentaron valores bajos, en este sentido en la mañana se presenta un mayor aporte de sólidos como sales y materia orgánica, esto comprobado también con los valores de dureza, salinidad y DBO, en donde en la mañana las concentraciones aumentaban un poco.

En la segunda campaña los valores de sólidos totales y sólidos disueltos totales aumentaron considerablemente por la mañana, por otro lado, los sólidos suspendidos totales en casi todos los sitios aumentaron, en cambio los sólidos volátiles totales disminuyeron en casi todos los sitios. En conclusión, la tormenta de la madrugada influyó en la concentración de sólidos totales, disueltos y suspendidos en la zona de estudio debido al aumento de los mismos en la mañana, debido al aporte de sólidos de la playa hacia el mar, influenciado por el perfil inclinado de la playa en donde el tiempo de concentración es corto igual que el tiempo de arrastre, de acuerdo a los resultados de los 4 sitios de muestreo el aporte de sólidos de las descargas hacia la playa sería rápido, aunque con los resultados obtenidos el aporte no es evidente.

En los dos periodos de muestreo los valores de SST no presentaron algún impacto sobre la calidad del agua de la playa debido a que sus valores no superaron los LMP de la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Los valores de SST reportados por la SEMAR en marzo, agosto y diciembre del 2015 a 10 m de profundidad fueron de 16.6, 17.4 y 59 mg/L, respectivamente. Los obtenidos experimentalmente mantienen una tendencia similar con lo reportado por la SEMAR, se observó de nuevo un aumento de SST en diciembre, las concentraciones aumentaron aproximadamente de 16.6 a 59 mg/L, posiblemente por el aumento de la densidad del agua provocado por el incremento de la concentración de sólidos y la disminución de la temperatura, posiblemente influenciado por el aporte de corrientes provenientes del norte.

Tabla 6.18. Resultados de sólidos de la segunda campaña de muestreo

Muestreo	Hora	ST mg/L	SVT mg/L	SST mg/L	SSVT mg/L	SDT mg/L
	BLANCO 1	4010	3642	12	4	3998
	BLANCO 2	4015	3645	11.1	5	4003.9
	MCC1	574	380	16	2	558
	MCC2	287	183	6.8	1.5	280
Lluvia intensa						
2° Muestreo 26 de Octubre	P1 9:15	5569	2315	50	16	5519
	P2 9:15	4531	1354	53	12	4478
	P3 9:15	3975	939	45	14	3930
	P4 9:15	4026	941	54	21	3972
	P1 13:07	4587	1575	45	12	4542
	P2 13:07	5395	2298	53	13	5342
	P3 13:07	3922	779	53	14	3869
	P4 13:07	3585	497	52	15	3533
2° Muestreo 25 de Octubre	P1 17:20	3713	553	53	14	3660
	P2 17:20	3635	493	93	26	3542
	P3 17:20	3688	534	54	16	3634
	P4 17:20	3732	535	62	14	3670
2° Muestreo 26 de Octubre	R. CAMARON IZQ	95	14	6	8	89
	R. CAMARON DER	47	8	7	4	40
	R. CAMARON CENT	71	8	4	6	67
	DP IZQ	35	9	0	4	35
	DP CENTRO	27	5	8	6	19
	DP CENTRO ADENT.	25	18	3	3	22

6.7 ÍNDICE DE LA CALIDAD DEL AGUA

De acuerdo a los resultados obtenidos en las dos campañas de muestreo, los niveles de calidad del agua cambian de acuerdo al parámetro determinado, los parámetros con una mayor influencia en la calidad del agua (Tabla 6.19) en las dos campañas fueron temperatura, pH y sólidos totales. Los resultados del ICA se muestran en la Tabla 6.20 para la primera campaña y en la Tabla 6.21 para la segunda campaña.

Tabla 6.19. Ámbitos empleados en el índice de la calidad del agua

Rango	Calidad
90-100	Excelente
70-90	Buena
50-70	Media
25-50	Mala
0-25	Muy mala

Fuente: Carrillo, 2011.

La temperatura de todos los sitios de muestreo y el oxígeno disuelto en 10 de los 12 sitios tuvieron un ICA mayor de 90, en este sentido, el agua en estos sitios es capaz de sostener una alta diversidad de vida acuática. El pH y los sólidos totales están dentro de un ámbito de 71 a 90 que se considera como buena, aunque se puede encontrar algún agente contaminante y por lo tanto es menor su calidad.

Solo los coliformes fecales en el sitio 3 de las 9 h están dentro del ámbito de 51 a 70, correspondiente a agua con una calidad regular, tiene generalmente menor diversidad de organismos acuáticos, el agua puede estar contaminada por diversos agentes. Los otros tres sitios de muestreo de Coliformes fecales se encuentran en la categoría de mala, en el ámbito de 26 a 50, es indispensable evitar su consumo accidental. En todos los sitios la DBO₅ se considera como pésima, es inaceptable para cualquier clase de contacto, ya sea consumo y actividades recreativas (Tabla 6.20).

Tabla 6.20. Resultados de ICA del primer muestreo, los colores representan los rangos del ICA, correspondientes a la Tabla 6.20.

Sitios	Temperatura	pH	% OD	DBO ₅	ST	Coliformes
P1 9:15	92	74	99	5	86	29
P2 9:15	92	73	99	5	86	43
P3 9:15	93	73	85	5	86	63
P4 9:15	90	74	92	5	86	29
P1 13:20	92	73	98	5	86	
P2 13:20	92	73	99	5	86	
P3 13:20	93	73	88	5	86	
P4 13:20	94	74	95	5	86	
P1 17:20	93	76	98	5	86	
P2 17:20	92	74	98	5	86	
P3 17:20	92	73	99	5	86	
P4 17:20	92	74	90	5	86	

En la segunda campaña de muestreo los niveles del ICA disminuyeron significativamente, mientras que en el primer muestreo sólo dos parámetros estuvieron en ámbitos de calidad entre malos y muy malos, en la segunda campaña son tres los clasificados entre malos y muy malos (Tabla 6.21).

Tabla 6.21. Resultados de ICA del segundo muestreo, los colores representan los rangos del ICA, correspondientes a la Tabla 6.20.

Sitios	Temperatura	pH	% OD	DBO ₅	ST	Coliformes
P1 9:15	93	78	18	5	87	29
P2 9:15	93	78	18	5	86	29
P3 9:15	93	78	18	5	86	42
P4 9:15	94	82	18	5	86	29
P1 13:07	94	79	16	5	86	33
P2 13:07	94	80	15	5	87	42
P3 13:07	94	80	15	5	86	36
P4 13:07	93	81	18	5	85	36
P1 17:20	93	82	28	5	86	72
P2 17:20	93	83	29	5	85	61
P3 17:20	93	83	26	5	86	44
P4 17:20	94	82	19	5	86	48

Los parámetros de calidad se repitieron para temperatura, pH y sólidos totales, su ámbito de calidad está entre bueno y excelente, lo que hace posible una alta diversidad de vida acuática y sería segura para todas las formas de contacto directo. En cambio los parámetros de oxígeno disuelto, DBO₅ y Coliformes fecales se pueden clasificar en casi todos los sitios de muestreo con una calidad entre mala y muy mala, a excepción de los sitios 1 y 2 de Coliformes fecales de las 17:00 horas.

Para obtener el valor del ICA general por sitio de muestreo (ICA g) se determinó sólo con el porcentaje de los 6 parámetros empleados (9 parámetros totales), se obtuvo el porcentaje de pesos ponderados con los que se cuenta (72% del total de parámetros) (Tabla 6.22).

Tabla 6.22. Índice de calidad del agua general para cada sitio de muestreo, los colores representan los rangos del ICA, correspondientes a la Tabla 6.20.

1° Muestreo		2° Muestreo	
Sitios	ICA g	Sitios	ICA g
P1 9:15	45.55	P1 9:15	43.81
P2 9:15	43.87	P2 9:15	38.59
P3 9:15	20.83	P3 9:15	34.10
P4 9:15	40.82	P4 9:15	29.21
P1 13:07	28.33	P1 13:07	50.24
P2 13:07	21.36	P2 13:07	36.31
P3 13:07	31.81	P3 13:07	43.66
P4 13:07	26.43	P4 13:07	43.24
P1 17:20	38.33	P1 17:20	18.56
P2 17:20	36.64	P2 17:20	21.85
P3 17:20	26.12	P3 17:20	34.19
P4 17:20	25.83	P4 17:20	44.81

A continuación se muestra una tarjeta ilustrativa para ejemplificar los cálculos realizados para determinar el índice de calidad del agua (ICA)

Parámetro: OD	Sitio de muestreo: 2, 17:20 h.	Valor obtenido 39.3
		Cálculo para el ICA $g=39.3 \times 0.17=6.68$
		Cálculo del ICA por parámetro= se intercepta el valor de % OD con el eje Y de la grafica del parámetro (OD)
		Resultado: 29

En términos generales, de acuerdo al ICA el agua se clasifica de “mala calidad”, por lo que es inapropiada para realizar actividades de contacto directo. El agua de la mayoría de los sitios evaluados presenta una calidad mala, de acuerdo al índice calculado por parámetros la calidad en 5 de 12 parámetros de ambos muestreos la calidad es mala y muy mala, sólo el sitio 1 de las 13:07 h de la segunda campaña

de muestreo tienen una calidad media, principalmente en el parámetro microbiológico (Coliformes fecales) y fisicoquímicos como DBO₅ y OD, la calidad se ve afectada en el segundo muestreo ya que los valores de oxígeno disuelto (OD) disminuyeron drásticamente.

La CONAGUA analizó tres parámetros, de acuerdo con los parámetros empleados para calcular el ICA se puede tomar solo los Coliformes fecales (Tabla 6.23).

Tabla 6.23. ICA de los tres sitios de muestreo de la CONAGUA, del 2012 al 2015, los colores representan los rangos del ICA, correspondientes a la Tabla 6.20.

Sitio DLGUE1196, Río Camarón			Sitio DLGUE1252, Arroyo Aguas Blancas aguas arriba			Sitio DLGUE1253, Arroyo Aguas Blancas aguas abajo		
Fecha de realización	Coliformes fecales NMP/100m L	ICA	Fecha de realización	Coliformes fecales NMP/100m L	ICA	Fecha de realización	Coliformes fecales NMP/100m L	ICA
20/12/2012	<3	90	10/11/2012	21	62	10/11/2012	<3	90
29/12/2012	<3	90	08/12/2012	2400	17	08/12/2012	<3	90
26/03/2013	436	28	11/03/2013	<3	90	11/03/2013	<3	90
03/05/2013	663	25	15/05/2013	<3	90	15/05/2013	<3	90
12/07/2013	4	88	19/07/2013	2400	17	19/07/2013	2400	17
13/08/2013	2400	17	11/10/2013	40	55	08/10/2013	<3	90
04/02/2014	140	40	19/03/2014	750	24	19/03/2014	<3	90
31/03/2014	<3	90	20/05/2014	150	40	20/05/2014	150	40
15/07/2014	<30	59	05/08/2014	11000	10	05/08/2014	110	43
01/10/2014	<30	59	15/10/2014	24000	7	15/10/2014	150	40
15/04/2015	<30	59	25/02/2015	24000	7	12/05/2015	<30	59
09/06/2015	4600	12	31/03/2015	24000	7	25/06/2015	40	55
11/08/2015	2400	17	25/06/2015	>24000	7	25/02/2015	30	39
						31/03/2015	3	90

Con relación a la Tabla 6.24, de noviembre de 2012 a junio de 2015, aguas arriba de la playa, el Arroyo Aguas Blancas ha obtenido resultados de Coliformes fecales que corresponden a una clasificación *muy mala* del ICA en 8 de 13 muestreos (61%) realizados en ese lapso y solo en dos muestreos (15%) obtuvo clasificación *excelente*, en los restantes muestreos la clasificación fue *mala* o *media*. La consecuencia es que aguas abajo, en la playa, la clasificación del ICA ha sido de *muy mala a media* en el 50% de las muestras. El último muestreo registrado en la Tabla realizado en el Río Camarón el año 2015 fue realizado aproximadamente dos meses y medio antes de los realizados para este trabajo, no obstante que las unidades de concentración son diferentes, existe un contraste en la calidad entre los dos muestreos con dos meses y medio de diferencia, de acuerdo a la

CONAGUA presentó valor de Coliformes fecales de 2400 NMP/100mL el 11 de agosto del 2015 y los resultados obtenidos experimentalmente del sitio 4 (cercano al Río Camarón) fueron incontables en los dos muestreos a las 9:20 horas, 297 y 70 UFC/100mL a las 13:00 y 17:00 h los días 25 y 26 de octubre del 2015, la diferencia es de entre 4000 y 2000 NMP/100mL.

Por otro lado, Dimas *et al*, 2015 (Capítulo 2. Antecedentes) determinaron la calidad del agua y metales pesados del cauce del Arroyo Aguas Blancas. De acuerdo a los resultados obtenidos en su investigación, empleando los criterios del ICA, con las concentraciones de DBO₅, la calidad del agua se clasifica como fuertemente contaminada en las dos épocas del año, dicho parámetro representa la carga orgánica del agua y refleja el tipo de descargas (domésticas) que el cauce recibe. No obstante, las concentraciones de SST de algunas muestras de agua rebasan los valores de referencia para la protección de vida acuática (de 40 a 60 mg/L) establecidos en la Ley Federal de Derechos. Otro componente que se identificó en todas las muestras fueron las grasas y aceites, pero sus concentraciones no rebasan los valores de referencia, su presencia se explica por las descargas de agua residual domiciliaria y de los talleres mecánicos establecidos en la zona de estudio, su concentración aumentó en la zona baja. La concentración de aluminio y arsénico (0.007 mg/L a 0.06 mg/L y de 0.01mg/L a 0.08 mg/L, respectivamente) no rebasan los valores de referencia, el mercurio se encuentra en un rango de 0.001 mg/L a 0.012 mg/L, por lo que rebasa los valores de referencia (de 0.01 mg/L a 0.005 mg/L) de protección de vida acuática, al ser un elemento bioacumulable en altas concentraciones es tóxico para plantas, animales y humanos. Por lo tanto la calidad del agua no es adecuada para uso y consumo humano ya que se encontraron altas concentraciones de materia orgánica (DBO y DQO), grasas y aceites y mercurio, los resultados reflejan la carga orgánica de las aguas analizadas y su contaminación provocada por las descargas de aguas residuales.

Con estos resultados se observa la necesidad de efectuar más campañas de muestreo, dada la variabilidad en la calidad del agua.

6.8 Estimación del riesgo a la salud de los usuarios de la playa

La muestra con mayor concentración de *E. coli* es el punto 2 a las 9:20 h con una concentración >1600 NMP/100 mL, presenta un comportamiento similar a los resultados reportados para Coliformes fecales, por otro lado, los puntos 3 y 4 de las 17:20 h también mostraron presencia de *E. coli*, lo cual muestra un

comportamiento un poco inusual en comparación con los contaminantes observados previamente (Tabla 6.24).

Tabla 6.24. Resultados de *E. coli* del segundo muestreo

HORA	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
09:20	SP	>1600	SC	SP
13:07	SP	SP	SC	SP
17:20	SP	SP	110	350

SP: Sin presencia

Los resultados obtenidos son diferentes a los de Coliformes fecales, al ser *E. coli* un microorganismo considerado dentro de los Coliformes fecales se esperaban resultados similares, la dispersión del contaminante en la muestra puede ser un factor a considerar, de igual manera el crecimiento de *E. coli* se puede ver afectado por las altas temperaturas y concentraciones de sales.

Para estimar el riesgo asociado a la salud de los usuarios en contacto con un microorganismo indicador *E. coli*, se empleó el modelo Beta Poisson. Ya que se considera que los agentes patógenos están dispersos uniformemente en el agua. No obstante, si la probabilidad individual de infección es heterogénea, la relación entre dosis y respuesta será de tipo Beta-Poisson (Ecuación 6.1).

$$P = 1 - \left(1 + \frac{N}{\beta}\right)^{-\alpha}$$

Ecuación 6.1. distribución Beta-Poisson

P= Probabilidad de infección / enfermedad.

N= numero de microorganismos / dosis

β = N_{50}

α = Probabilidad de exposición

Con el fin de poder determinar la probabilidad de que la exposición a uno o más organismos ocasione un efecto perjudicial para la salud, se emplea un modelo de relación entre dosis y respuesta principalmente de estudios con adultos sanos voluntarios. Varios subgrupos de población, como los niños, los ancianos y las personas con inmunodeficiencia, son más vulnerables a las enfermedades infecciosas; sin embargo, no se dispone actualmente de datos que lo tengan adecuadamente en cuenta.

Para emplear este modelo se necesitan dos variables β (N_{50} , dosis a la que se espera que 50% de la población se afecte) y α (probabilidad de que la exposición a uno o más organismos ocasione un efecto perjudicial para la salud un ensayo con voluntarios adultos sanos), de acuerdo a diferentes estudios se han obtenido diversas variables, en este caso se emplearan las publicadas por dos diferentes autores, DuPont y Hass (Tabla 6.25).

Tabla 6.25. Resultados y variables empleadas en el modelo Beta-Poisson.

Autor	Parámetros	Probabilidad (P)	Sitio de muestreo y hora
DuPont <i>et al.</i> , 1995	$\alpha=0.155 \beta=2.11 \times 10^6$	1.17×10^{-4}	P2, 9:20
Hass <i>et al.</i> , 1999	$\alpha=0.1778 \beta=8.60 \times 10^7$	3.30×10^{-5}	P2, 9:20
DuPont <i>et al.</i> , 1995	$\alpha=0.155 \beta=2.11 \times 10^6$	8.08×10^{-6}	P3, 17:20
Hass <i>et al.</i> , 1999	$\alpha=0.1778 \beta=8.60 \times 10^7$	2.27×10^{-6}	P3, 17:20
DuPont <i>et al.</i> , 1995	$\alpha=0.155 \beta=2.11 \times 10^6$	2.57×10^{-5}	P4, 17:20
Hass <i>et al.</i> , 1999	$\alpha=0.1778 \beta=8.60 \times 10^7$	7.23×10^{-6}	P4, 17:20

De acuerdo a los resultados obtenidos, los valores de P (probabilidad de riesgo a la salud) empleando las constantes de Dupont, están entre 1.17×10^{-4} (>1600 NMP/100 mL de *E. coli*) en el sitio 2 de las 9:20 horas, lo cual quiere decir que si la en la playa hubieran 10,000 bañistas 1.17 personas corren el riesgo o la probabilidad de sufrir alguna enfermedad relacionada con los microorganismos presentes en el agua a esa hora, por otro lado, el sitio 3 de las 17:20 horas presentó la menor cantidad de *E. coli* (110 NMP/100 mL) tuvo un valor de P de 8.08×10^{-6} , concluyendo que si en la playa hubiera 1 millón de personas 8.08 estarían en riesgo de sufrir alguna enfermedad, estadísticamente son valores muy bajos, pero los ocupantes no están exentos a un posible riesgo, que por mínimo que este sea se debe de considerar.

Son pocas muestras en comparación con los empleados en modelos de evaluación de riesgo (mínimo 30 muestras), de acuerdo a este modelo de evaluación dosis respuesta empleando la ecuación de Beta-Poisson se pretende determinar el posible riesgo al que se exponen los ocupantes de la playa únicamente en ese horario y sitio de muestreo.

La dosis infecciosa media (ID_{50}) (cantidad de microorganismos que producirá una infección en 50 por ciento de los sujetos de prueba) de *E. coli* es de 2.11×10^6 (Hass *et al.*, 1999). De acuerdo con el empleo de este modelo y con estos resultados se puede ver que no existe un riesgo notable al estar en contacto con las aguas de la playa Tamarindos y la ingesta accidental no presentaría un riesgo significativo, los bañistas podrían aumentar este riesgo, por ejemplo, por la cantidad ingerida, por otro lado, no se considera para este trabajo de tesis pero se debe de considerar la edad, peso, situación inmunológica, dosis y tiempo de exposición.

A partir de los resultados obtenidos, en ninguno de los sitios muestreados para este indicador se estimó un riesgo significativo a la salud de acuerdo con el modelo de Beta-Poisson, incluso en un sitio de muestreo con más de 1600 UFC/100 mL de *E. coli*. Una posible causa de dicho resultado está en las constantes empleadas, ya que fueron obtenidas con datos de individuos sanos y los modelos fueron realizados en Estados Unidos de América y Europa. Para hacer representativos estos valores se debe de hacer un estudio completo para la población mexicana, empleando como variantes, edad, estado de salud y dosis infectiva media, por otro lado algunas variables difíciles de determinar pero muy importantes para estimar la concentración ingerida es el tiempo de exposición y volumen de agua consumido.

De acuerdo con Metcalf y Eddy, 2002, las concentraciones en el agua residual doméstica cruda de *E. coli* oscilan entre el 3 y 4% del total de Coliformes en el agua, el promedio de Coliformes en el agua residual es de 10^5 y 10^6 número de microorganismos por cada mililitro, si se obtiene el número de *E. coli* en el agua residual doméstica sería de 4000 y 40000 NMP/mL, el resultado del sitio 2 de las 9:20 h es casi la mitad de la concentración teórica en el agua residual. Si se toman los datos del 2015 de la CONAGUA de las fechas 25 de febrero, 31 de marzo y 25 de junio la cantidad de Coliformes en la playa está por encima de la composición típica del agua residual doméstica con valores de 11000, 24000 y >24000 NMP/100mL.

El riesgo de ingerir esta cantidad de microorganismos sí representaría un posible riesgo, se puede considerar una prueba amplificada determinando el efecto del microorganismo en la población mexicana estableciendo diferentes variables como volumen de ingesta, edad, talla, condiciones generales de salud, etc, debido a que la estimación de las variables del modelo se realizan con gente sana y diferente étnicamente a la población de nuestro país.

7 CONCLUSIONES

Se realizó el inventario de las fuentes de contaminación empleando planos del alcantarillado de Acapulco e identificación en el área. De acuerdo al inventario de fuentes de contaminación realizado en la playa Tamarindos se identificaron dos descargas directas, al Este el Río Camarón y al Oeste el Arroyo Aguas Blancas, de igual manera las viviendas en las zonas altas de las dos cuencas no cuentan con alcantarillado municipal.

Se realizó la determinación de las fuentes contaminantes, tanto domésticas como de los establecimientos en las zonas de estudio. De acuerdo a los tipos de establecimientos comerciales y al consumo de agua potable, se calculó la cantidad de contaminantes (carga orgánica) que puede ser descargada al Río Camarón o al Arroyo Aguas Blancas. De acuerdo al consumo de agua y por ende la generación de agua residual los consultorios médicos en la zona son los establecimientos que más aportan agua residual y carga orgánica.

La evaluación de la calidad del agua se determinó mediante el análisis de indicadores microbiológicos, compuestos fisicoquímicos y el índice de calidad del agua. Se emplearon tres diferentes indicadores para determinar la calidad del agua de la playa Tamarindos (*Enterococos*, Índice de la Calidad del Agua (ICA) y *E. coli*), cada uno de estos parámetros catalogan al agua de la playa Tamarindos como no apta para uso recreativo (en dos ocasiones), agua de mala calidad (más del 60% de los parámetros) y agua con un riesgo mínimo.

De acuerdo a las concentraciones de *Enterococos* de cada muestra recolectada, los sitios 3 y 4 (ceranos al Río Camarón) resultaron más contaminados, las cantidades de microorganismos en la zona se vieron aumentadas en la época de lluvia.

El índice de calidad del agua determinado para cada parámetro permitió clasificar el agua de la playa Tamarindos como muy mala respecto DBO y OD, mala en algunos sitios con respecto a Coliformes y OD. En el muestreo realizado en el estiaje se observaron las mejores condiciones de calidad del agua en los sitios muestreados por la tarde (17:00 horas). En términos generales, el agua de la playa Tamarindos se puede clasificar en función del ICA como mala.

De acuerdo al modelo Beta-Poisson el agua no presenta un riesgo aparente a la salud humana por presencia de *E. coli*, en las muestras recolectadas, cabe señalar, que este modelo no es específico para la población mexicana y es necesario determinar otras variantes para establecer el riesgo potencia a la población de nuestro país, debido a su posible resistencia.

7.1 Recomendaciones

Realizar un protocolo de acción para playas catalogadas como no aptas para uso recreativo por el Programa Playas Limpias, como medida de protección a los usuarios se debe cerrar completamente la playa al público y colocar señalizaciones. En el caso de la playa Tamarindos en dos ocasiones se catalogó como no apta para uso recreativo, de acuerdo a las concentraciones de *Enterococos*.

En los muestreos y análisis incluir un estudio integral de las cuencas de influencia, con el propósito de identificar y remediar las fuentes de contaminación urbana agrícola e industrial que afectan la playa.

Programar campañas de limpieza en la playa periódicamente (más de una vez por semana) o de acuerdo al flujo de usuarios, empleando equipos mecánicos, voluntarios (por ejemplo, días de limpieza de playas involucrado al gobierno y a la ciudadanía), o ambos. Los equipos mecánicos pueden ser especializados en la arena de la playa para realizar rastrillado y tamizando.

Mantener el perfil de la playa sin nivelarlo. Se ha demostrado que el aseo de las playas sin nivelación reduce significativamente la cantidad de contaminación bacteriana durante los tiempos secos (EPA, 2015)

Realizar muestreos rutinarios en diferentes sitios y parámetros, por ejemplo determinar la concentración de sales, para poder realizar alguna correlación entre parámetros en los sitios de muestreo, debido a que algunos tipos de bacterias pueden verse afectada por la salinidad de la columna de agua.

Realizar un proyecto a nivel gubernamental con el fin de aumentar la cobertura del alcantarillado sanitario, principalmente en las zonas altas y emplear el agua tratada para sistemas de riego.

Impulsar desde los distintos niveles de gobierno, la investigación de la calidad del agua de los recursos hídricos del país, para fomentar la cultura de concientización de cómo utilizarla y cuidarla.

Que este trabajo se continúe con el estudio de estas cuencas para poder observar el comportamiento de la calidad del agua en la playa y esto permita a las autoridades la toma de decisión sobre la contaminación urbana.

Realizar estrategias ambientales como construir colectores marginales sobre el margen de los cuerpos de agua, ampliar la cobertura del alcantarillado a todas las viviendas, finalmente no descargar el agua tratada y emplearla para otros fines, por ejemplo, para riego.

Incentivar a la población a construir una red de alcantarillado en sus hogares, disminuyendo los costos establecidos por la CAPAMA por volumen de agua residual producida por vivienda.

El presente trabajo se podría mejorar aumentando el número de muestras y parámetros para determinar la calidad del agua y ampliar las campañas de muestreo.

8 REFERENCIAS

Abdelraouf, A., Afifi, S., Salah, B., 2006. *Seasonal and spatial variation in the monitoring parameters of Gaza Beach during 2002-2003*. Environmental Research, 101(1):25-33.

Akerblom N., 2004. *Agricultural pesticide toxicity to aquatic organisms. Department of Environmental Assessment*. Swedish University of Agricultural Sciences. ISSNA 1403-977X, Rapport 2004:16.

Álvarez, A., Rubiños, E., Gavi, F., Alarcón, C. J.J., Hernández, A. E., Ramírez Ayala C., Mejía Saenz E., Pedrero Salcedo F., Nicolas Nicolas E., Salazar Sosa E., 2006. *Índice de calidad del agua en la cuenca del río Amajac, Hidalgo, México: Diagnóstico y Predicción*. Revista Internacional de Botánica Experimental, 75(1): 71-83.

Aparicio M., F. J. 1989. *Fundamentos de Hidrología de Superficie*, Ed. Limusa, México, 299 p.

Arreguín, F., Martín A., 2000. *Desalinización de agua. Ingeniería Hidráulica en México*, 15(1): 27-49.

Bartram J. y Rees G. 2000. *Monitoring Bathing Waters- A Practical Guide to the Design and Implementation of Assessments and Monitoring Programmes*. WHO. London.

Bayona, J.M., Albaigés J., 2006. *Sources and Fate of Organic Contaminants in the Marine Environment*. The Handbook of Environmental Chemistry: Reactions and Process vol 2, Part N: 323-370. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg 2005.

Botero, C., Díaz, L. H., Hurtado, Y., Ojeda, M., Herrera, E. y González, J., 2008. *Determinación de un sistema de calificación y certificación de playas turísticas- Informe final contrato 012*. Instituto de Investigaciones Tropicales, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia. 360 p.

Bryamukama D, Mach RL, Kansime F, Manafi M, Farnleitner AH., 2005. *Discrimination Efficacy of Fecal Pollution Detection in Different Aquatic Habitats of a High Altitude Tropical Country, using presumptive coliforms, Escherichia coli and Clostridium perfringens spores*. Applied Environmental Microbiology. 71(1):65-71.

Cabelli, V.J., Dufour, A.P., McCabe, L.J. y Levin, M.A. 1983. *A marine recreational wáter quality criterion consistent with indicator concepts and risk analysis*. Journal of Water Pollution Control Federation, 55(10): 1306-1314.

Campos A. D. F. 1987. *Procesos del Ciclo Hidrológico, Volumen 1*, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México, 524 p.

Carrillo, A., Villalobos R., 2011. *Análisis comparativo de los índices de calidad del agua (ICA) de los ríos Tecolutla y Cazones en el periodo marzo-diciembre 2010, Programa Educativo de ingeniería ambiental*, Universidad Veracruzana, Facultad de Ciencias Químicas, Región: Poza Rica – Tuxpan.

Chigor VN, Umoh VJ, Okuofu CA, Ameh JB, Igbinsosa EO, Okoh AI. 2012. *Water quality assessment: surface water sources used for drinking and irrigation in Zaria, Nigeria are a public health hazard*. Environ Monit Assess (EMA). 184(5):3389-3400.

Coburn, S.E., 1930. *Survey of the pollution of rivers and lakes in the vicinity of Rochester, N.Y.* Industrial & Engineering Chemistry. 22(12):1336.

COFEPRIS Comisión federal para la protección contra riesgos sanitarios, CCAYAC-M-004/11, *Método de prueba para la estimación de la densidad microbiana por la técnica del número más probable (NMP), detección de Coliformes totales, Coliformes fecales y Escherichia coli*, (vigencia hasta abril del 2017)

COFEPRIS. Comisión federal para la protección contra riesgos sanitarios. 2007. *Evaluación de la calidad de agua de mar para uso recreativo 2003-2007. Comisión de Evidencia y Manejo de Riesgo*, publicado en línea <http://www.cmic.org.mx/comisiones/Sectoriales/infraestructurahidraulica/estadisticas/estadisticas%202008/SGP-22-EAM2008rev-ago09.pdf>

COFEPRIS, Comisión federal para la protección contra riesgos sanitarios, 2012, *Agua proyecto: agua de contacto, lineamientos para determinar la calidad de agua de mar para uso recreativo con contacto primario*. Comisión de evidencia y manejo de riesgos lineamientos programa, publicado en línea <http://www.cofepris.gob.mx/AZ/Documents/LineamientosAC2010.pdf>.

COFEPRIS, Comisión federal para la protección contra riesgos sanitarios. 2015, *manual operativo vigilancia de agua de contacto primario en playas y cuerpos de agua dulce*. Publicado en línea <http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/gob-mx/playas/pdf/lineamientos.pdf>

Committee on Water Quality Criteria, National Academy of Sciences, National Academy of Engineering. 1972. *Water quality criteria*. Washington, D.C., EPA-R3-73-033.

CONAGUA., 2007. *Análisis de la Información del Agua de los Censos y Conteos 1990 a 2005*.

CONAFOR, Comisión Nacional Forestal, 2007. *Manual de Obras de Conservación de Suelos. Tercera edición. Comisión Nacional Forestal, Zapopan, México*. 297 p.

CRM. Consejo de recursos minerales, 1996, *Monografía Geológico Minera del Estado de Guerrero, Secretaria de Energía, Minas e Industria Para-estatal, Subsecretaria de Minas, Consejo de Recursos Minerales*, p. 262.

CYTED, 2001. *Informe del Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, Madrid*.

Debels, P., Figueroa, R., Urrutia, R., Barra, R., Niell, X., 2005. *Evation of water quality in the Chillán river (Central Chile) using physicochemical parameters and a modified water quality index*. Environmental Monitoring and Assesment. 110(1-3): 301-22.

Díaz M, Rodríguez C, Zhurbenko R. 2010. *Aspectos fundamentales sobre el género Enterococcus como patógeno de elevada importancia en la actualidad*. Rev Cubana Hig Epidemiol. 48(2):47-161.

Dimas, M.J.J., Garza, M. N.D., Treviño, D. B. M., 2015, *Índice de la calidad del agua y metales pesados del cauce aguas blancas del municipio de Acapulco, Guerrero, México*, Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias Estado de México. 1(1): 113-118.

Dorevitch S, Ashbolt NJ, Ferguson CM, Fujioka R, McGee CD, Soller JA, Whitman RL. 2010. *Meeting report: knowledge and gaps in developing microbial criteria for inland recreational waters*. Environmental Health Perspectives. 118 (6):871-876.

DuPont, H.L, Chappell, C.L., Sterling, C.R., Okhuysen, P.C., Rose, J.B., Jakubowski, W., 1995. *The infectivity of Cryptosporidium parvum in healthy volunteers*. The New England Journal of Medicine 332(13): 855-859.

EPA, Environmental Protection Agency, 2013. Marine Beach Sanitary Survey User Manual, EPA-820-B-13-001.

Escobar, R.J. 2002. *La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar*. División de Recursos Naturales e Infraestructura de la CEPAL. Santiago de Chile. 50(1): 1799

Fernández, N., Ramírez, A., Solano, F., 2005. *Índices físicoquímicos de calidad del agua, un estudio comparativo, conferencia internacional, usos múltiples del agua: para la vida y el desarrollo sostenible*. Conferencia Internacional Usos Múltiples del Agua: Para la Vida y el Desarrollo Sostenible Universidad del Valle – Cinara. Colombia, p. 211-219.

Fernández J. C., 2015, *Fenómeno del Niño 2015-2016*, CHUBB to the point, best practices loss control services, colombia

Fernández, Vila, López, D., Villa, E.J., 2004. *Calidad de las aguas marinas. Caracterización de los parámetros del Sistema CALIMAR*. Archivos de GEOCUBA Estudios Marinos. Punta Santa Catalina, Regla. Ciudad de La Habana.

Fleming, L.E., Broad, K., Clement, A., Dewailly, E., Elmir, S., Knap, A., Pomponi, S.A. Smith, S., Solo, G.H., Walsh, P., 2006. *Oceans and human health: Emerging public health risks in the marine environment*. Marine Pollution Bulletin. 53(10-12): 545-560

Fraga, J., Jesus, A., 2008. *Coastal and marine protected areas in Mexico*. International Collective in Support of Fishworkers. Primera edición, Samudra Monograph, Anil Menon, India, p. 79.

Garrison, T., 2002, *Oceanography: an invitation to marine science*, cuarta edición Brooks Cole, Thomson Learning, California, Estados Unidos, p. 554.

Gerba, C.P., Rose, J.B., 1993. *Estimating viral disease risk from drinking water. In Comparative Environmental Risks*, C.R. Cothorn (ed.) Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

Gerba C. P., 2006, *Chapter 14 Risk Assessment, Environmental & Pollution Science*, segunda edición, Elsevier, Burlington, Estados Unidos, p. 212-231.

Godfree, A., Kay, D., Wyer, M., 1997, *Faecal streptococci as indicators of faecal contamination in water. J Appl Microbiol Symp Suppl* 1997, 83(2):110S-9S.

González A. R., 2013. *Estudio de obras de protección costera, caso México*. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.

Gutiérrez, M. C, Quaas, W. R., Ordaz, S. M, Guevara, O. E., Muriá, V. D., Krishna, S. S., 2001. *Sismos, Serie fascículos*. Secretaría de Gobernación y CENAPRED.

Haas, C.N., 1983 *Estimation of risk due to low levels of microorganisms: A comparison of alternative methodologies. Am. J. Epidemiology*. 118(4): 573–582.

Haas, C.N., Rose, J.B., Gerba, C.P., 1999. *Quantitative Microbial Risk Assessment*. Wiley, New York, USA.

Herrera, A., Suárez, P., 2005. *Indicadores bacterianos como herramientas para medir la calidad ambiental del agua costera*, 30 (3), 171-176.

INE Instituto Nacional de Ecología y SEMARNAP Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. 2000. *La calidad del agua en los ecosistemas costeros de México*. Libro informativo, consultado en línea en, <http://www.inecc.gob.mx/descargas/publicaciones/308.pdf>

INEGI Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2000, *Acapulco de Juárez, Guerrero, cuaderno estadístico municipal, gobierno del estado de Guerrero, ayuntamiento constitucional de Acapulco de Juárez*, segunda edición, anuarios estadísticos de los estados, Aguas calientes, México, 183 p.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2005. *Conteo de Población y Vivienda*, consultado en línea en <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/ccpv/cpv2005/>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2009, *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos Acapulco de Juárez, Guerrero, Clave geoestadística 12001*.

INEGI, 2010, *Información general de Acapulco, estado de Guerrero*, consultado en: http://www.cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/gro/territorio/recursos_naturales.aspx?tema=me&e=12

INEGI. 2011. *Síntesis metodológica y conceptual del Censo de población y vivienda 2010*. Consultado en: http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/espanol/metodologias/censos/sm_cpv2010.pdf (15/06/2014).

INEGI, 2015, *Monografías de información del territorio del estado de Guerrero*. Consultado en; <http://www.cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/gro/territorio/relieve.aspx?tema=me&e=12>.

Jiménez Z., 2014. *Biogeografía de asteroideos (echinodermata: asteroidea) del pacífico latinoamericano*, Universidad Nacional Autónoma de México, posgrado en ciencias del mar y limnología.

Knap A., Dewailly E., Furgal C., Galvin J., Baden D., Bowen R., Depledge M., Duguay L., Fleming L., Ford T., Moser F., Owen R., Suk W. y Unluata U. 2002. *Indicators of Ocean Health and Human Health: developing a research and monitoring framework*. Environmental Health Perspectives. 110:9

Köhler W. 2007. *The present state of species within the genera Streptococcus and Enterococcus*. Intern J Med Microbiol. 297(3):133-50.

Kolluru R.V. 1993. *Environmental Strategies Handbook*. McGraw-Hill, New York.

Gerba, C.P., Rose, J.B., Haas, C.N. (1996) Sensitive populations: Who is at the greatest risk? Int. J. Food Microbiol. 301, 113–123.

Lázaro M. Sc. Fernández Vila J. y López García M. Sc., 2015. *Parametrización oceanográfica en índices de calidad del agua*, GEOCUBA Estudios Marinos, Punta Santa Catalina, Regla, CP 11200, Ciudad de La Habana.

León, V, L, F, 1998, *índice de calidad del agua. Informe técnico*, Instituto Mexicano de la Tecnología del Agua, pag, 36

Liebens J., Mohrherr C.J., Rao K.R. y Hoser A. 2006. *Pollution in an urban bayou: magnitude, spatial distribution and origin*. Water, Air and Soil Pollution 174:235-263

López R. E., 1981. *Geología de México*, tomo III, México, 446 p.

Ludwig, R.G. 1983. *Marine outfall planning and design*. Sao Paulo, ENCIBRA S.A.

Magaña V.J., Amador A., Medina S., 1997. *The mid-summer drought over México and central America*. Journal of climate 12 (6), 1577-1588.

Maldonado V., S., 2011. *Hidrodinámica y transporte de sustancias en aguas costeras*. Tesis que para optar por el grado de maestro en ingeniería civil – hidráulica, Universidad Nacional Autónoma de México, facultad de ingeniería.

Manirakiza P., Covaci A., Nizigiymana L., Takimazi N.G. y Schepens P. 2002. *Persistent chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in selected fish species from Lake Tanganyika, Burundi, Africa*. Environmental Pollution. 117: 447-455.

Mayo V. A. B., 2004, *Estudio ambiental de la bahía de Acapulco, Guerrero*, Tesis para obtener el título de ingeniera geóloga, Universidad Nacional Autónoma de México, facultad de ingeniería.

Metcalf y Eddy, 2002, *Wastewater engineering treatment and reuse*, 4 edd, Mc Graw Hill.

Miranda E. D., 2010. *Programa playas limpias (2003-2006) transversalidad, factibilidad, eficiencia y eficacia de las políticas públicas en un programa ambiental*, Tesina para obtener el título de licenciado ciencias políticas y administración pública,. Universidad nacional autónoma de México, facultad de estudios superiores Acatlán.

Moore, B., 1975. *The case against microbial standards for bathing beaches. In Discharge of Sewage from Sea Outfalls*. A.L.H. Gamerson (Ed.), London, Pergamon Press. 103 p.

Moran Zenteno, D., 1984. *Geología de la república mexicana*, INEGI, facultad de ingeniería, UNAM.

Morrison D, Woodford N, Cookson B., 1997. *Enterococci as emerging pathogens of humans*. J Appl Microbiol Symp Supplement. 83(1):89S-99S.

Nhan D.D., Carvalho F.P., Tuan N.Q., Yen N.T.Y., Villeneuve J.P. y Cattini C. 2001. *Chlorinated pesticides and PCBs in sediments and mollusks from freshwater canals in the Hanoi region*. Environmental Pollution. 112:311-320

NMX-AA-007-SCFI-2013. *Análisis de agua– medición de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba*

NMX-AA-008-SCFI-2011. *Análisis de agua - determinación del pH- método de prueba*

NMX-AA-012-SCFI-2001. *Análisis de agua - determinación de oxígeno disuelto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba*

NMX-AA-028-SCFI-2001. *Análisis de agua - determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO₅) y residuales tratadas - método de prueba*

NMX-AA-030/2-SCFI-2011. *Análisis de agua - determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba - parte 2 - determinación del índice de la demanda química de oxígeno – método de tubo sellado a pequeña escala.*

NMX-AA-034-SCFI-2001. *Análisis de agua - determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba.*

NMX-AA-072-SCFI-2001. *Análisis de agua - determinación de dureza total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba*

NMX-AA-093-SCFI-2000. *Análisis de agua - determinación de la conductividad electrolítica - método de prueba*

NMX-AA-102-SCFI-2006. *Calidad del agua – detección y enumeración de organismos coliformes, organismos coliformes termotolerantes y escherichia coli presuntiva – método de filtración en membrana.*

NMX-AA-115-SCFI-2015. *Análisis de agua – criterios generales para el control de la calidad de resultados analíticos.*

NMX-AA-120-SCFI-2006. *Que establece los requisitos y especificaciones de sustentabilidad de calidad de playas*

NOM-001-SEMARNAT-1996. *Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.*

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: 1637-1643.

Olalla, A., G. Ruiz, I. Ruvalcaba y R. Mendoza. 2009. *Palomas, especies invasoras.* CONABIO. Biodiversitas 82:7-10

OMS, 1998. *Guías para ambientes seguros en aguas recreativas. Volumen 1: Aguas costeras y aguas dulces. Versión preliminar para consulta.* Ginebra: OMS; 1998. Traducido en CEPIS, Lima, Perú.

ONU, Organización de las Naciones Unidas. 2002. *Los Océanos, fuente de vida. Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar. Vigésimo aniversario (1982-2002).* Consultado en: www.un.org/Depts/los.

Packard, T. T., 1991. *The estimation of the oxygen utilization rate in seawater from the activity of the respiratory electron system in plankton,* Ph.D. Thesis, University of Washington, Seattle.

Parker AH, Youtlen R, Dillon M, Nussbaumer T, Carter RC, Tyrrel SF, Webster J. 2010, *An assessment of microbiological water quality of six water source categories in north-east Uganda.* J Wat Health. 8(3):550–560.

Parsons T., 1984. *A Manual of Chemical and Biological Method for seawater Analysis*”, p6, Pergamont Press.

Porte L, Hervé B, Prat S, Chanqueo L. 2007. *Enterococcus sp. Parte I*. Rev Chil Infect. 24(3):231

Presidencia de la República. 2008. *Programa para el saneamiento Integral de la Bahía de Acapulco: solución para la contaminación de sus playas*. Consultado en: www.presidencia.gob.mx

Pruss, A. 1998. *Background paper on health effects of exposure to recreational wáter microbiological aspects of uncontrolled waters*. WHO Expert Consultation on Health Impacts of Recreational Water and Bathing Beach Quality, Bad Elster, Germany, 20-22 June 1996.

Quiñones PD, Marrero D, Falero B, Tamargo I, Llop A, Kobayashi N. 2008. *Susceptibilidad antimicrobiana y factores de virulencia en especies de Enterococcus causantes de infecciones pediátricas en Cuba*. Rev Cubana Med Trop. 60(2):123-129.

Ramírez S., 2000. *Turismo y medio ambiente: El caso de Acapulco*. SECTUR. México. 479-512

Regli S., Rose J.B., Haas C.N. and Gerba C.P., 1991. *Modeling the risk from Giardia and viruses in drinking water*. J. Am. Water Works Assoc. 83,76–84.

Rodríguez-Santiago, H. Botello, A.V., 1987. *Contaminación Enterobacteriana en la Red de Agua Potable y en algunos sistemas acuáticos del sureste de México*. Contaminación Ambiental. 3(1): 37-53.

Roses Codinachs M, Isern Vins AM, Ferrer Escobar MD, Fernandez Perez F., 1988. *Microbiological contamination of the sand from the Barcelona city beaches*. Revista de Sanidad e Higiene Publica, 62(5–8): 1537–1544.

Sabaleta T.M., 2015. *Bacteriología Taxonomía y morfología bacteriana básica Tinciones básicas en bacteriología Índice de bacterias*, Consultado en: <http://www.bacteriainphotos.com/Enterococcus%20faecalis%20light%20microscop y.html>

Sánchez-Cabeza J.A., 2009. *Environmental records of anthropogenic impacts on coastal ecosystems: an introduction*. Marine Pollution Bulletin. 59: 87-90.

Ruiz A., Buceta J., Sierra J., Lloret A., 1994. *Calidad del Medio Litoral*. En: *Seminario Hispano – Cubano sobre Gestión y Actuaciones en la Costa*. Centro de Estudios de Puertos y Costas (CEPYC). Centro de Estudios y experimentación de Obras Publicas (CEDEX). Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente. España. La Habana, 18 al 22 de julio de 1994

Sanders B., Areaga F., y Sutula M., 2005. *Modeling the dry-weather tidal cycling of fecal indicator bacteria in surface waters of an intertidal wetland*. Water research, 3394-3408.

Sanpera C., Ruiz X., Llorente G.A., Jover L. y Jabeen R. 2002. *Persistent organochlorine compounds in sediment and biota from the Haleji Lake: a wildlife sanctuary in south Pakistan*. Bulletin Environmental Contamination Toxicology. 68:237-244.

Scott, W.J., 1951. *Sanitary study of shore bathing waters*. Bull. Hyg. 33:351.

SEDESOL, secretaría de desarrollo social, 2003. *Marco teórico conceptual y de criterios en torno a la gestión del riesgo de desastres en México*.

SEDESOL, secretaría de desarrollo social, 2009. *Atlas de peligros naturales de la ciudad y puerto de Acapulco de Juárez, Guerrero*.

SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2010. *Acuerdo por el que se dan a Conocer los Estudios Técnicos de Aguas Nacionales Superficiales de las Subregiones Hidrológicas Alto Grijalva, Medio Grijalva y Bajo Grijalva de la Región Hidrológica No. 30 Grijalva-Usumacinta*. Diario Oficial de la Federación (DOF) del 29 de abril de 2010 Consultado en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5141106&fecha=29/04/2010.

SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2010. *Manejo Integrado de Cuencas. Subdelegación de planeación*. Consultado en Word Wide Web : [http://www.semarnat.gob.mx/temas/ Paginas /Manejo Integrado de Cuencas.aspx](http://www.semarnat.gob.mx/temas/Paginas/Manejo%20Integrado%20de%20Cuencas.aspx).

SEMARNAT, secretaria de medio ambiente y recursos naturales, 2012, *marco conceptual, información ambiental*, consultado en: información ambiental

http://www.semarnat.com.mx/informacionambiental/snua/documents/marco_conceptual.html

Shibata T., Solo-Gabriele H., Fleming L.E., y Elmir S. 2004. *Monitoring marine recreational water quality using multiple microbial indicators in an urban tropical environment*. Water Research. 38: 3119-3131.

Silva C. N., 2011. *Estudio comparativo de la calidad del agua de mar en las playas de Acapulco*, Tesis que para obtener el grado de maestría en tecnología avanzada, Instituto Politécnico Nacional, centro de investigación en ciencia aplicada y tecnología avanzada

Simons, G.W.; Hilscher, R.; Ferguson, H.F. y Gage, S. de M. 1922. *Report of the Committee of Bathing Places*. Amer. J. Pub. Health, 12(1): 121-123.

Staley C, Reckhow KH, Lukasik J, Harwood VJ. 2012. *Assessment of sources of human pathogens and fecal contamination in a Florida freshwater lake*. Water Research. 46:5799-5812.

Stewart J.R., Gast R., Fujioka R., Solo-G.H., Meschke S.J., Amaral-Zettler L., Castillo E., Polz M. F., Moeller P. y Holland F. 2008. *The coastal environment and human health: microbial indicators, pathogens, sentinels and reservoirs*. Environmental Health 7(2):53.

Suárez Á., Romero T., Perigó E., 2004. *Índice de contaminación para investigaciones ecológico-pesqueras (ICIEP)*. 6to. Congreso de Ciencias del Mar. MARCUBA´2003. Comité Oceanográfico Nacional. La Habana. Cuba.

Turbow D.T., 2003. *Evaluation of recreational health risk in coastal water base on enterococcus densities and bathing patterns*. Environmental Health Perspectives. 111, 598-603.

UNEP, 2001. *Urgent Action Need to Protect the Marine Environment*. UNEP, consultado en: <http://www.gpa.unep.org>.

USEPA, 2013, *Marine beach sanitary survey user manual, United States Environmental Protection Agency*.

U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water Planning and Standards. 1976. *Quality criteria for water*. Washington, D.C., USEPA. 537 p. EPA-440/9/76-023.

WHO, World Health Organization, 2003. *Guidelines for safe recreational water environments*. Volume 1. Coastal and fresh waters. Malta.

Winslow, C.E.A. y Moxon, D., 1928. *Bacterial pollution of bathing beaches in New Haven Harbor*. Am. J. Hyg. 8:299.

Yamahara K., Walters S., Boehm A., 2009. *Growth of Enterococci in Unaltered, unseeded beach sands subjected to tidal wetting*. Applied and environmental microbiology, 1517-1524.

ANEXO I

Procedimientos

Enterococos

El procedimiento general consiste en inocular una serie de tubos de caldo de azida dextrosa con 10 mL de muestra. Las porciones usadas pueden llegar a variar en tamaño y número de acuerdo al tipo de muestras. Incubar los tubos inoculados a $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 24 horas para ver turbiedad, en caso de no encontrar, reincubar y volver a leer al final de 48 horas.

La prueba se confirma tomando los tubos que mostraron turbiedad, sembrar una porción de cada uno de los tubos positivos de caldo de dextrosa azida en agar PSE. Incubar en cajas petri a 35°C durante 24 horas. La presencia de fecales se confirma si se observan colonias color café negruzco con halos color café. Posteriormente pueden ser transferidas a tubos con caldo de infusión de cerebro-corazón conteniendo 6,5 % de NaCl, el crecimiento indica que las colonias pertenecen al grupo de *Enterococos*. Estimar la densidad de *Enterococos* del número de tubos en cada serie de diluciones que fueron positivos en PSE y en caldo cerebro-corazón con NaCl al 6,5 %.

La determinación de organismos *Enterococos* por medio del sustrato cromogénico, se fundamenta en el uso de sustratos cromogénicos hidrolizables para la detección de enzimas del grupo Enterococo como *E. faecium* y *E. fecales*. Cuando se utiliza esta técnica, el grupo se define como todas las bacterias que poseen la enzima β -glucosidasa y capaces de romper el sustrato cromogénico, dando como resultado una liberación del cromógeno. La prueba empleada fue en tubos múltiples.

Para el procedimiento de tubos múltiples. Se prepara una dilución 1:10 con agua destilada estéril. Por ejemplo, 10 mL de muestra con 90 mL de agua estéril (volumen total 100 mL). Separar cuidadosamente un paquete de reactivo en polvo, procurando no abrir el paquete siguiente. Golpear el paquete ligeramente para hacer que todo el polvo Enterolert se acumule en la parte inferior del paquete. Abrir el paquete rompiendo la parte superior a nivel de la raya cuidando no tocar la apertura del paquete.

Agregar el reactivo a una muestra diluida previamente 1:10. Tapar y sellar el recipiente de forma aséptica. Agitar para disolver el reactivo por completo. Vertir la

mezcla de muestra y reactivo en el dispositivo (charolas) del sellador, evitando tocar la lengüeta metálica.

Identificar la charola con la muestra correspondiente. Sellar con calor la charola con la muestra para distribuirla en los 49 tubos grandes y 24 pequeños de la charola. Incubar durante 24 h a $41^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$. Leer los resultados al cabo de 24 h.

Contar el número de celdas fluorescentes de la charola. Es posible que la intensidad de las celdas positivas varíe. La distribución de las celdas en la charola corresponde a las tablas de número más probable con 95 % de límite de confianza del Standard Methods.

Después de 24 h de incubación examinar si existe cambio de color en los tubos o recipientes produciendo fluorescencia cuando el líquido es expuesto a la luz ultravioleta de onda larga (365 nm). Cuando el sustrato es hidrolizado por la enzima de la bacteria produce un color azul. La respuesta cromogénica descrita es una reacción positiva para *Enterococos* totales.

Las muestras son negativas para *Enterococos* si no se observa color. La respuesta cromogénica es cuestionable si el tiempo de incubación sobrepasa las 24 h, si incubó por 28 h puede haber poco desarrollo de fluorescencia e interpretarse como negativo o pueden desarrollarse más celdas fluorescentes e interpretarse con falsos positivos.

Coliformes fecales

El método se basa en la filtración de una muestra directa o una alícuota de la muestra a través de una membrana de celulosa que retiene los organismos, colocando la membrana en un medio de cultivo selectivo.

Se lleva a cabo la cuenta directa de las colonias características desarrolladas sobre la membrana. Finalmente se hace el cálculo del número de organismos coliformes que pueden estar presentes en 100 mL de la muestra.

El método empleado fue por filtración. Colocar una unidad filtrante dentro de un ambiente estéril (en el centro de dos mecheros), colocar la membrana con ayuda de las pinzas estériles. La cuadrícula de la membrana debe quedar visible. Colocar el embudo con cuidado y sujetarlo. Agitar vigorosamente la muestra, verter en el embudo y filtrar con ayuda del vacío. Enjuagar con agua de dilución estéril.

Para transferir la membrana, después del último enjuague y terminada la filtración, quitar el embudo y con ayuda de la pinza estéril, levantar la membrana y sobreponerla en un cojinete absorbente estéril saturado previamente con medio líquido en una caja de Petri estéril.

Invertir las cajas de Petri y colocarlas en una incubadora. Para evitar la desecación de las membranas en los cojinetes absorbentes deben colocarse en recipientes herméticos. Para aislar los organismos Coliformes Totales. Incubar la membrana entre 35°C y 37°C de 18 h a 24 h.

Después de la incubación, las cajas deben examinarse inmediatamente. Si esto no es posible, almacenarse entre 4°C y 5°C durante períodos cortos, siempre y cuando esto no afecte la apariencia de las colonias. Examinar las membranas y contar como organismos coliformes presuntivos todas las colonias, independientemente del tamaño que muestren, que tengan las siguientes características después de su incubación a 35°C ó 37°C:

Coliformes totales: colonias de color rojo intenso

Coliformes fecales: colonias de color azul intenso

A partir del número de colonias características contadas en las membranas, calcular el número de organismos coliformes fecales en 100 mL de la muestra, expresando el resultado como unidades formadoras de colonias en un volumen de referencia especificado en la muestra (generalmente 100 mL) de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$\frac{\text{Colonias de Coliformes fecales}}{\text{Volumen de referencia}} = \frac{\text{Colonias de Coliformes} \times \text{Volumen de referencia}}{\text{volumen filtrado de muestra}}$$

Las muestras fueron analizadas dentro de las 24 horas posteriores a su recolección. Durante el periodo entre el muestreo y el análisis, se conservaron las muestras a 4°C. Con objeto de inhibir la reproducción bacteriana. Seleccionar un volumen de muestra de 100 mL y filtrar previamente 50 mL de agua de dilución estéril.

Demanda Química de Oxígeno (DQO)



El principio de este método es el siguiente: Las muestras se oxidan mediante digestión con ácido sulfúrico y dicromato de potasio en presencia de sulfato de plata y sulfato de mercurio (II). La plata actúa como catalizador para oxidar la materia orgánica más resistente. El mercurio reduce la interferencia causada por la presencia de iones cloruro. La cantidad de dicromato utilizada en la oxidación de la muestra se determina midiendo la absorbencia del Cromo (III) formado a una longitud de onda de (620) nm. Las mediciones de la absorbencia se efectúan en el tubo de digestión y son convertidas a un valor de DQO (NMX-AA-030/2-SCFI-2011).

Disolución madre de referencia de concentración de masa de ftalato ácido de potasio (KHP) [C₆H₄ (COOH) (COOK)] 1000 mg/L. Disuelva (0.851 ± 0,002) g de ftalato hidrógeno de potasio, previamente secado a (105 ± 5) °C durante 2 h ± 10 min, en aproximadamente 350 mL de agua. Diluya con agua a 1000 mL en un matraz volumétrico. Almacene la disolución en refrigeración de 2 °C a 8 °C. Prepare por lo menos 5 niveles de diferente concentración de la disolución madre de referencia de biftalato de potasio (Tabla 1).

Tabla 1. Diluciones para la realización de la curva de calibración.

Nivel	Alícuota de Disolución Madre de DQO 1000 mg/l (mL)	Aforo (mL)	Concentración teórica (mg/l)
Blanco	0	10	0
Curva 1	2	10	70.0
Curva 2	3	10	80.0
Curva 3	4	10	100.0
Curva 4	5	10	200.0
Curva 5	6	10	300.0
Curva 6	8	10	400.0
Curva 7	10	10	500.0

Encender la placa de calentamiento y precalentar a 150 °C. Agitar la muestra para homogenizar y tomar 2 mL en el tubo de digestión (Marca HACH, en un rango de 0 a 1500 ppm). Colocar la tapa firmemente y mezclar el contenido invirtiendo suavemente el tubo varias veces. Poner los tubos en la placa de calentamiento a 150 °C durante 2 h ± 10 min. Posteriormente retirar los tubos de la placa de calentamiento y dejar enfriar. Mezclar el contenido invirtiendo cuidadosamente cada tubo varias veces mientras permanezca caliente. Después, dejar enfriar los tubos a temperatura ambiente y medir la absorbencia a una longitud de onda de



620 nm utilizando un espectrofotómetro marca HACH, El valor de DQO obtenido esta expresado en mg/l.

Preparar un blanco empleando agua con características similares a las de las muestras para cada lote de análisis. Preparar un blanco para agua marina empleando las siguientes cantidades de estas sales:

Reactivo	Peso	
NaCl	310 g	
MgSO ₄ ·7H ₂ O	100 g	
NaHCO ₃ ·H ₂ O	0.5 g	/10L

La muestra fue recolectada en una botella limpia de polipropileno, acidificada con ácido sulfúrico (4 mol/l) hasta un pH menor a 2 y almacenada de 4°C en un lugar oscuro. Después del muestreo, el análisis se realizo en un intervalo menor a las 24 horas.

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)

Para fijar el oxígeno, adicionar a la botella tipo Winkler que contiene 300 mL de muestra, 2 mL de sulfato manganoso más 2 mL de la disolución alcalina de yoduro-azida. Tapar la botella tipo Winkler, agitar vigorosamente y dejar sedimentar. Añadir 2 mL de ácido sulfúrico concentrado, volver a tapar y mezclar por inversión hasta la completa disolución del precipitado.

Titular 100 mL de la muestra más 2 o 3 gotas de almidón (cuando se alcance un color amarillo pálido) con la disolución estándar de tiosulfato de sodio 0,025 M, agregar hasta la primera desaparición del color azul.

Para la valoración de la disolución de tiosulfato de sodio. En un matraz Erlenmeyer, disolver 1 g de yoduro de potasio en 60 mL de agua. Agregar 0,5 mL de ácido sulfúrico concentrado y 10 mL de la disolución de dicromato de potasio o biyodato de potasio, diluir a 100 mL con agua, agregar el almidón hasta cuando se alcance un color amarillo pálido y valorar el yodo con la disolución de tiosulfato

$N \text{ de tiosulfato} = \frac{V(KH(IO_3)_2) \times N(KH(IO_3)_2)}{\text{mL gastado de tiosulfato}}$

Donde:

N: Normalidad

V: Volumen

Las unidades estarán expresadas en mg/l empleando el siguiente cálculo:

$$\text{OD mg/l} = (\text{M} \times \text{mL de tiosulfato} \times 8 \times 1000) / 98.7$$

Donde:

M: Molaridad del tiosulfato

8: Gramos/ equivalente de oxígeno

98.7: Volumen corregido por el desplazamiento de los reactivos agregados a la botella tipo Winkler

El análisis de la muestra se realizó dentro de las 24 horas posteriores a su recolección, se debe mantener a 4°C aproximadamente, sin ningún preservador.

Dureza

El método se basa en la formación de complejos por la sal disódica del ácido etilendiaminotetraacético con los iones calcio y magnesio. El método consiste en una valoración empleando un indicador visual de punto final, el negro de eriocromo T, que es de color rojo en la presencia de calcio y magnesio y vira a azul cuando estos se encuentran acomplejados o ausentes. El complejo del EDTA con el calcio y el magnesio es más fuerte que el que estos iones forman con el negro de eriocromo T, de manera que la competencia por los iones se desplaza hacia la formación de los complejos con EDTA desapareciendo el color rojo de la disolución y tornándose azul (NMX-AA-072-SCFI-2001).

Colocar 50 mL de muestra en un matraz Erlenmeyer de 250 mL. Añadir 1 mL de la disolución amortiguadora para alcanzar un pH de 10,0 a 10,1. Añadir una cantidad adecuada (0,2 g) del indicador eriocromo negro T (la muestra debe tomar un color vino rojizo). Titular con la disolución de EDTA 0,01 M agitando continuamente hasta que desaparezcan los últimos matices rojizos. En el punto final la muestra cambia de un color rojizo a azul.

Disolución de carbonato de calcio (1mg/mL). Pesar 1,0 g de carbonato de calcio anhidro (patrón primario o reactivo especial bajo en metales pesados, álcalis y magnesio) en un matraz Erlenmeyer de 500 mL. Colocar un embudo en el cuello

del matraz y añadir poco a poco el ácido clorhídrico (1:1) hasta la disolución total del carbonato de calcio. Añadir 200 mL de agua y llevar a ebullición durante unos minutos para eliminar el CO₂. Enfriar, añadir unas gotas de indicador rojo de metilo y ajustar al color naranja intermedio por adición de amoníaco 3N o ácido clorhídrico (1:1). Transferir a un matraz y aforar a 1 litro con agua (1 mL = 1,0 mg de CaCO₃).

Expresar la dureza total como mg/l CaCO₃, mediante la siguiente fórmula:

$$\text{Dureza total expresada como CaCO}_3 \text{ (mg/l)} = (A-B) \times C \times 1000 / D$$

Donde

- A: mL de EDTA gastados en la titulación de la muestra
- B: mL de EDTA gastados en la titulación en el blanco
- C: mg de CaCO₃ equivalentes a 1 mL de EDTA
- D: mL de muestra

Las muestras fueron acidificadas con ácido nítrico hasta pH 2 o menor inmediatamente después de la recolección. Mantener la muestra en refrigeración a 4°C hasta el momento del análisis.

Sólidos Suspendidos Totales (SST)

Disolución estándar para muestras de control. Para la muestra control 1 agregar 0.5 g de almidón, Cloruro de Sodio y Carbonato de Calcio y para la muestra control 2 añadir 0.25 g de almidón, Cloruro de Sodio y Carbonato de Calcio de acuerdo con la concentración deseada de sólidos en las muestras de control y diluir a 1 L. Este patrón debe prepararse cada vez que se realice el método.

Para la preparación de cápsulas de porcelana. Las cápsulas se introducen a la mufla a una temperatura de 550°C ± 50°C, durante 20 min como mínimo. Después de este tiempo transferirlas a la estufa a 103°C - 105°C aproximadamente 20 min. Sacar y enfriar a temperatura ambiente dentro de un desecador. Pesar las cápsulas y registrar los datos. Repetir el ciclo hasta alcanzar el peso constante, el cual se obtendrá hasta que no haya una variación en el peso mayor a 0,5 mg.

Preparación de crisoles Gooch

Introducir el filtro en el crisol con la cara rugosa hacia arriba. Los crisoles se introducen a la mufla a una temperatura de $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$, durante 20 min como mínimo. Después de este tiempo transferirlos a la estufa a $103^{\circ}\text{C} - 105^{\circ}\text{C}$ aproximadamente 20 min. Sacar y enfriar a temperatura ambiente dentro de un desecador. Pesar los crisoles y repetir el ciclo hasta alcanzar el peso constante, el cual se obtiene hasta que no haya una variación en el peso mayor a 0,5 mg.

Preparación de la muestra

Sacar las muestras del sistema de refrigeración y permitir que alcancen la temperatura ambiente. Agitar las muestras para asegurar la homogeneización de la muestra.

Determinación para sólidos totales (ST)

Tomar una cantidad de muestra que contenga como mínimo 25 mg/L de sólidos totales, generalmente 10 mL de muestra es un volumen adecuado. Transferir la muestra a la cápsula de porcelana que previamente ha sido puesta a peso constante. Llevar a sequedad la muestra en la estufa a $103^{\circ}\text{C}-105^{\circ}\text{C}$. Enfriar en desecador hasta temperatura ambiente y determinar su peso hasta alcanzar peso constante.

Determinación para sólidos volátiles totales (SVT)

Introducir la cápsula conteniendo el residuo a la mufla a $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$ durante 20 min, transferir la cápsula a la estufa a $103^{\circ}\text{C} - 105^{\circ}\text{C}$ aproximadamente 20 min, sacar la cápsula, enfriar a temperatura ambiente en desecador y determinar su peso hasta alcanzar peso constante.

Determinación de los sólidos suspendidos totales (SST)

Medir con una probeta, un volumen de 10 mL de muestra previamente homogeneizada. Filtrar la muestra a través del crisol Gooch preparado anteriormente aplicando vacío y un poco de agua destilada. Suspender el vacío y secar el crisol en la estufa a una temperatura de 103°C a 105°C durante 1 h

aproximadamente. Sacar el crisol, dejar enfriar en un desecador a temperatura ambiente y determinar su peso hasta alcanzar peso constante.

Determinación de sólidos suspendidos volátiles totales (SSVT)

Introducir el crisol que contiene el residuo y el disco a la mufla, a una temperatura de $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$ durante 20 min. Sacar el crisol, de la mufla e introducirlo a la estufa a una temperatura de $103^{\circ}\text{C} - 105^{\circ}\text{C}$ durante 20 min. Sacar y enfriar a temperatura ambiente en desecador y determinar su peso hasta alcanzar peso constante.

Sales disueltas totales (SDT)

La determinación de las sales disueltas totales es por diferencia entre los sólidos totales menos sólidos suspendidos totales.

Cálculos

Contenido de sólidos totales de las muestras.

$$\text{ST} = (\text{G1} - \text{G}) * 1\ 000 / \text{V}$$

Donde:

ST: Sólidos totales, en mg/10 mL.

G1: Peso de la cápsula con el residuo, después de la evaporación, en mg.

G: Peso de la cápsula vacía, en mg a peso constante.

V: Volumen de muestra, en mL.

Contenido de sólidos volátiles totales de las muestras.

$$\text{SVT} = (\text{G1} - \text{G2}) * 1\ 000 / \text{V}$$

Donde:

SVT: Materia orgánica total, en mg/10 mL.

G2: Peso de la cápsula con el residuo, después de la calcinación, en mg.

V: Volumen de muestra, en mL.

Contenido de sólidos suspendidos totales de las muestras.

$$\text{SST} = (\text{G4} - \text{G3}) * 1\ 000 / \text{V}$$

Donde:

SST: Sólidos suspendidos totales, en mg/10 mL

G3: Peso del crisol con el disco a peso constante, en mg.

G4: Peso del crisol con el disco y el residuo seco, en mg.

V: Volumen de muestra, en mL.

Contenido de sólidos suspendidos volátiles totales de las muestras.

$$\text{SSVT} = (G4 - G5) * 1\ 000 / V$$

Donde:

SSVT: Sólidos suspendidos volátiles totales, en mg/10 mL.

G5: Peso del crisol con el residuo, después de la calcinación, en mg.

V: Volumen de muestra, en mL.

Contenido de sales disueltas totales de las muestras.

$$\text{SDT} = \text{ST} - \text{SST}$$

Donde:

SDT: Sales disueltas totales, en mg/10 mL

ST: Sólidos totales, en mg/10 mL.

SST: Sólidos suspendidos totales, en mg/10 mL.

Las muestras se tomaron en envases de polietileno, preservadas a 4°C y fueron analizadas dentro de las 48 horas posteriores a su recolección. Los resultados estarán reportados en mg/10 mL de muestra.

