



**Universidad Autónoma de Sinaloa**  
**Facultad Ciencias Químico Biológicas**  
**Programa Regional Posgrado Biotecnología**  
**Doctorado en Ciencias en Biotecnología**

**Caracterización Físico-Química y de la  
Microbiota Patógena de Fuentes de Agua  
de la Región Centro-Norte de Sinaloa**

# **T E S I S**

que presenta

**Kenia Sarai Arce Navarro**

para obtener  
el grado de

**Doctora en Ciencias en  
Biotecnología Ambiental**

**Director de Tesis**

**Dra Maribel Jiménez Edeza**

**Dra Gloria Marisol Casteñeda Ruelas**

**Culiacán Rosales, SIN, MEX**

**mayo 2021**



## **UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SINALOA**

### **CARTA CESION DE DERECHOS**

En la Ciudad de Culiacán Rosales, Sinaloa, el día 12 del mes mayo del año 2021, el (la) que suscribe Kenia Sarai Arce Navarro alumno (a) del Programa de Doctorado en Ciencias en Biotecnología con número de cuenta 97020125, de la Unidad Académica Facultad de Ciencias Químico Biológicas manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección de Dra. Maribel Jiménez Edeza y cede los derechos del trabajo titulado “Caracterización físico-química y de la microbiota patógena de fuentes de agua de la región Centro-Norte de Sinaloa”, a la Universidad Autónoma de Sinaloa para su difusión, con fines académicos y de investigación por medios impresos y digitales.

La Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México) protege el contenido de la presente tesis. Los usuarios de la información contenida en ella deberán citar obligatoriamente la tesis como fuente, dónde la obtuvo y mencionar al autor intelectual. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Kenia Sarai Arce Navarro', is written over a horizontal line.

Kenia Sarai Arce Navarro  
Nombre completo y firma

## Presentación

La presente investigación, titulada **Caracterización físico-química y de la microbiota patógena de fuentes de agua de la región Centro-Norte de Sinaloa**, se llevó a cabo en el “Laboratorio de Investigación y Diagnóstico Microbiológico”, Programa Regional de Posgrado en Biotecnología, Facultad de Ciencias Químico Biológicas, Universidad Autónoma de Sinaloa. Los C Dr. José Guadalupe Rendón Maldonado, Dr. José Giovanni Romero Quintana, Dra. Claudia del Rosario León Sicaños, Dra. Gloria Marisol Castañeda Ruelas y Dra. Maribel Jiménez Edeza participaron como Asesores Académicos. Las dos últimas investigadoras fungieron como Directoras de Tesis.

Este trabajo de investigación forma parte del proyecto “Diagnóstico y evaluación del efecto de las descargas de agua en la calidad de las aguas costeras de Sinaloa” financiado por la convocatoria CONACYT-CONAGUA”; Colaboradora Dra Maribel Jiménez Edeza.

La C. Kenia Sarai Arce Navarro recibió “Beca Nacional para Estudios de Posgrado (Doctorado en Ciencias)” por parte del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) durante sus estudios de posgrado.

## **Agradecimientos**

A la Universidad Autónoma de Sinaloa, y de forma especial a la Facultad de Ciencias Químico Biológicas, por proporcionar los medios necesarios para completar apropiadamente mi formación doctoral.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo económico otorgado durante el periodo del posgrado.

A la Dra. Maribel Jiménez Edeza, una inmensa gratitud y reconocimiento por ser una excepcional guía y líder y por hacer todo lo necesario para culminar satisfactoriamente mi doctorado... por esa peculiar forma de motivar, ¡qué remedio!...por obsequiarme invaluable muestras de excelente calidad humana que atesoro. Por tantas otras cosas, mi lealtad y mi sincera estima.

A la Dra. Gloria Marisol Castañeda Ruelas, por tu mente ingeniosa y tu capacidad de esfuerzo incansable. Por ser una pieza clave en esta etapa, mi aprecio y respeto; por esa sobresaliente labor de “todóloga” que realizas, mi admiración y reconocimiento. Nunca me hubiese imaginado tan espléndida sinergia.

Al Dr. José Guadalupe Rendón Maldonado, al Dr. José Geovanni Romero Quintana, a la Dra. Claudia del Rosario León Sicairos por aceptar ser parte de mi Comité de Tesis, por las aportaciones y consejos recibidos y por el tiempo invertido en mi formación.

A la coordinación del Programa Regional del Noroeste para el Doctorado en Biotecnología, por su disposición y amabilidad para cubrir las necesidades propias del área que dirigen.

A mis compañeros del Laboratorio de Investigación y Diagnóstico Microbiológico, por su complicidad y por compartir los momentos buenos y no tan buenos al ser estudiantes.

A mis padres, por el apoyo incansable e incondicional, principalmente cuando el panorama es gris. Mil palabras de agradecimiento...

Dedico este modesto logro a mis pequeñas Cassandra y Constanza, quienes me acompañan siempre.

## ÍNDICE GENERAL

	Pág.
ÍNDICE DE CUADROS	VII
ÍNDICE DE FIGURAS	IX
<b>I RESUMEN</b>	<b>1</b>
ABSTRACT	2
<b>II INTRODUCCIÓN</b>	<b>3</b>
<b>III REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>12</b>
A ECOLOGÍA DEL AGUA	12
1 Disponibilidad del agua	12
2 Distribución del agua	12
3 Uso e impacto	13
a Agrícola	14
b Acuícola	15
c Actividades urbanas	17
d Recreacional	18
4 Composición de cuerpos	19
a Agua	19
b Sedimentos	22
c Biota	23
5 Contaminación del agua	25
B ENFERMEDADES TRANSMITIDAS POR EL AGUA	27
1 Incidencia de los contaminantes químicos	27
2 Incidencia de los contaminantes microbiológicos	31
C VALORACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA	32
1 Normatividad	33
a Físicoquímicos	35
b Plaguicidas	38
c Metales	39
d Microbiológicos	42
1) Coliformes totales y fecales	42
2) <i>Escherichia coli</i> y <i>Enterococos fecales</i>	43
D ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA (ICA)	46
E EVALUACIÓN CUANTITATIVA DEL RIESGO MICROBIANO	47
1 Identificación de riesgo	50
2 Análisis de exposición	53
3 Análisis dosis-respuesta	58
4 Caracterización de riesgo	59
<b>IV JUSTIFICACIÓN</b>	<b>61</b>
<b>V HIPÓTESIS</b>	<b>62</b>
<b>VI OBJETIVOS</b>	<b>63</b>
A OBJETIVO GENERAL	63
B OBJETIVOS ESPECÍFICOS	63

<b>VII</b>	<b>MATERIALES Y MÉTODOS</b>	64
	A TIPO DE ESTUDIO	64
	B DESCRIPCIÓN Y LOCALIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	64
	C RECOLECCIÓN DE MUESTRA	65
	D EVALUACIÓN DE PARÁMETROS FISCOQUÍMICOS	69
	E EVALUACIÓN DE PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS	74
	1 Número más probable (NMP)	74
	2 Perfil de parámetros fuera de especificación y uso	75
	F CÁLCULO DEL ÍNDICE DE CALIDAD DE AGUA (ICA's)	76
	1 Oregon-ICA	76
	2 Ved Prakash-ICA	77
	3 Nacional-ICA	77
	G EVALUACIÓN CUANTITATIVA DEL RIESGO MICROBIANO	82
	1 Volumen ingerido	82
	2 Análisis de exposición	85
	3 Modelo dosis-respuesta	86
	4 Simulaciones Monte Carlo	86
	H ANÁLISIS ESTADÍSTICO	87
	1 Objetivo 1	87
	2 Objetivo 3	88
<b>VIII</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	89
	A CARACTERIZACIÓN FISCOQUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA	89
	1 Evaluación de los parámetros de calidad	89
	2 Perfil de parámetros fuera de especificación y uso	95
	B CÁLCULO DE ÍNDICES DE CALIDA DE AGUA (ICA's)	98
	1 Oregon-ICA	98
	2 Ved Prakash-ICA	100
	3 Nacional-ICA	101
	C EVALUACIÓN CUANTITATIVA DEL RIESGO MICROBIANO	104
	1 Calidad microbiológica de los rios durante 2013-2018	104
	2 Estimación del riesgo a la salud	109
<b>IX</b>	<b>CONCLUSIONES</b>	115
<b>X</b>	<b>BIBLIOGRAFÍA</b>	116
	Abreviaturas	137
	Anexos	139

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadros	Descripción	Pág.
1	Epidemiología de enfermedades en México	29
2	Plaguicidas identificados y cuantificados en aguas del valle de Culiacán	30
3	Microorganismos patógenos en diversos ambientes acuáticos en el mundo	34
4	Clasificación de parámetros fisicoquímicos medidos en agua	36
5	Límites máximos permisibles para parámetros físicos en descargas de efluentes	39
6	Recursos de microcontaminantes en el ambiente acuático	40
7	Límites máximos permisibles para metales en agua	41
8	Reportes de detección de microorganismos patógenos en aguas del valle de Culiacán, Sinaloa, México	45
9	Letalidad de patógenos entéricos en ancianos frente a la población general	52
10	Elementos de evaluación para un análisis de exposición	55
11	Factores estándar de exposición predeterminados por la U.S EPA	57
12	Parámetros de dosis-respuesta de mejor ajuste de modelo para estudios de ingestión de patógenos entéricos	60
13	Número de recolección de muestras por campaña	66
14	Ubicación de los sitios de muestreo según la naturaleza del agua	67
15	Especificaciones de tamaño y preservación de las muestras	68
16	Parámetros analizados por naturaleza de la muestra	71
17	Determinación de parámetros realizados in situ	72
18	Métodos de medición de parámetros fisicoquímicos, nutrientes, metales y plaguicidas realizados de acuerdo a la normatividad mexicana	73
19	Especificaciones del Oregon-ICA	79
20	Especificaciones del Ved Prakash-ICA	80
21	Especificaciones del Nacional-ICA	81
22	Estadísticas de las concentraciones de <i>E. coli</i> medidas por la CONAGUA en Sinaloa (2013 y 2018)	83
23	Datos del modelo y distribuciones	84
24	Caracterización de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en aguas superficiales de Ahome, Sinaloa	91



25	Caracterización de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en agua superficiales de Guasave, Sinaloa	92
26	Caracterización de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en agua superficiales de Angostura, Sinaloa	93
27	Caracterización de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en agua superficiales de Culiacán y Navolato, Sinaloa	94
28	Índice de calidad de agua de drenes y ríos de la región Centro-Norte de Sinaloa	103

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Fig.</b>	<b>Descripción</b>	<b>Pág.</b>
1	Esquema del marco modelo de la evaluación cuantitativa del riesgo microbiano	49
2	Perfil de parámetros fuera de especificación	97
3	Concentraciones de <i>E. coli</i> por río de Sinaloa evaluado (2013-2018)	107
4	Efecto de dilución de <i>E. coli</i> a lo largo del río	108
5	Gráfico de caja y bigotes para estimar los riesgos para la salud asociados a la exposición recreativa en ríos de acuerdo con los datos de VAI obtenidos Dorevitch y cols. (2011)	113
6	Mapa de riesgos para la salud asociados a la exposición recreativa en los ríos Culiacán, Sinaloa y el Fuerte de acuerdo con los datos de VAI obtenidos de Dorevitch y cols. (2011)	114

## I RESUMEN

Sinaloa se caracteriza por la diversidad de recursos hídricos los cuales son empleadas para las diversas actividades antropogénicas, que han conllevado a la contaminación microbiana y química. El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto de los contaminantes químicos y microbiológicos de las fuentes de agua de la región Centro-Norte de Sinaloa. Se analizaron 40 muestras de agua colectadas de los distritos 010, 074 y 075 de Sinaloa, incluyendo drenes (n= 26), ríos (n= 8), bahías (n= 3) y esteros (n= 3). Se determinaron parámetros fisicoquímicas (10), nutrientes (4), metales pesados (8) y coliformes fecales a las muestras colectadas. Los datos fueron cotejados con la normatividad nacional. A partir ciertos parámetros fisicoquímicos y de los coliformes fecales (CF) se determinaron los índices de calidad del agua (ICA's). Adicionalmente, se realizó una evaluación cuantitativa del riesgo microbiano (ECRM) al realizar natación en los ríos Culiacán, Sinaloa y El Fuerte utilizando los valores de coliformes fecal correspondientes al historial microbiano (2013-2018) proporcionado por CONAGUA. De acuerdo a la evaluación fisicoquímica y microbiológica, las observaciones señalaron que los CF ( $p= 0.004$ ), pH ( $p= 0.009$ ), conductividad eléctrica ( $p= 0.000$ ), P ( $p= 0.025$ ), sólidos disueltos totales ( $p= 0.000$ ) y  $\text{NO}_3$  ( $p= 0.021$ ) son indicadores de la composición de las muestras de agua fresca, y de la influencia de su dispersión hacia esteros y bahías. En relación a los resultados de los 23 parámetros evaluados y su cotejo con los criterios normativos mexicanos (NOM-001-ECOL-1996 y la CE-CCA-001/89), se encontró que los recursos hídricos están vulnerables a la contaminación por diversas fuentes, comprometiendo la vida acuática y su uso en la acuicultura y la recreación. Por el contrario, el uso del agua de los ríos se aprecia como segura para actividades agrícolas. Los ICA nacional, Ved Prakash y Oregon categorizaron los ríos con calidad Buena (100%), Medio-Buena (25%) y Muy Mala (100%), respectivamente. Por otro lado, los ICA de drenes fueron Muy Mala (100%), Medio-Buena (7%), y Buena (64%), según los ICA Oregon, Ved Prakash y Nacional. Sucesivamente, la ECRM categorizó mayor riesgo hacia la zona urbana, y un riesgo medio de  $1.48 \times 10^{-4}$  para niños y de  $1.24 \times 10^{-4}$  para adultos. Así como un riesgo anual de  $8.53 \times 10^{-4}$  para el río Culiacán,  $7.84 \times 10^{-4}$  para el río Sinaloa y de  $7.15 \times 10^{-4}$  para el río El Fuerte. El riesgo de adquirir una infección gastrointestinal durante actividades recreativas fue similar entre los ríos y la población evaluada. Conclusión: Los ICA de los recursos hídricos de la región centro-norte de Sinaloa alertan sobre su factibilidad de uso en el sector primario. Además, los valores de riesgo reportados en esta investigación posibilitan brotes de enfermedades transmitidas por el agua y la propagación de patógenos fecales, en el Noroeste de México. Por lo anterior, se recomienda el monitoreo periódico de las fuentes de agua de la región Centro-Norte de Sinaloa.

**Palabras clave:** *agua superficial, contaminación, ICA, riesgo, salud*

## ABSTRACT

Sinaloa is abundant in water resources which are used for various anthropogenic activities, and which have been linked to microbial and chemical contamination. The objective of this work was to evaluate the impact of chemical and microbiological contaminants from water sources in the Central-North region of Sinaloa. A total of 40 water samples collected from DR 010, 074 and 075 from Sinaloa were analyzed, including drains (n= 26), rivers (n= 8), bays (n= 3) and estuaries (n= 3). Physicochemical tests (10), nutrients (4), metals (8) and fecal coliforms were performed on the collected samples. From the physicochemical parameters and fecal coliforms, water quality indices (ICAs) were determined. Additionally, a quantitative microbial risk assessment (QMRA) of fecal coliforms of the 2013-2018 microbial history of the Culiacán, Sinaloa and El Fuerte rivers provided by CONAGUA was performed. According to the physicochemical and microbiological evaluation, the observations indicated that samples of rivers and drains of a fresh nature were associated with CF ( $p= 0.004$ ), pH ( $p= 0.009$ ), EC ( $p= 0.000$ ), P ( $p= 0.025$ ), SDT ( $p= 0.000$ ) and  $\text{NO}_3$  ( $p= 0.021$ ), as well as their maximum values evidencing the influence of their dispersion towards estuaries and bays. Regarding the results of the 23 parameters evaluated and their comparison with Mexican regulatory criteria (NOM-001-ECOL-1996 and CE-CCA-001/89), it was found that water resources are vulnerable to contamination by various sources, compromising its use in aquaculture and recreation and in the immunity of aquatic life. On the contrary, the use of river water is seen as safe for agricultural activities. The national ICA, Ved Prakash and Oregon categorized the rivers with Good (100%), Medium-Good (25%) and Very Bad (100%), respectively. On the other hand, the drainage ICAs were Very Bad (100%), Medium-Good (7%), and Good (64%), according to the Oregon, Ved Prakash and National ICAs. Subsequently, the QMRA, categorized greater risk to the urban area, and an average risk of  $1.48 \times 10^{-4}$  for children and  $1.24 \times 10^{-4}$  for adults. As well as an annual risk of  $8.53 \times 10^{-4}$  for the Culiacán river,  $7.84 \times 10^{-4}$  for the Sinaloa river and  $7.15 \times 10^{-4}$  for the El Fuerte river. In general terms, a risk of getting sick from similar GI was observed in the rivers evaluated for children and adults during exposure in recreational activities. The ICA of water resources in the central-northern region of Sinaloa warn about their feasibility of use in the primary sector. In addition, the risk values reported in this research allow outbreaks of waterborne GI diseases and the spread of enteric pathogens in Northwestern Mexico. Therefore, periodic monitoring of water sources in the Central-North region of Sinaloa is recommended.

**Key words:** *superficial water, contamination, ICA, risk, health*

## II INTRODUCCIÓN

El principal suministro de agua para las diversas actividades del hombre proviene del agua superficial (CONAGUA, 2015). En México en el 2014, la precipitación pluvial fue aproximadamente 1, 449, 471 Hm<sup>3</sup>. De esta agua, se estima que el 72.5% se evapotranspiró a la atmósfera, y el 21.2% escurrió por ríos y/o arroyos. El 6.4% restante fue infiltrada al subsuelo para recarga de los acuíferos, restando 447, 260 mil Hm<sup>3</sup> de agua dulce renovable disponible. La región pacífico norte está conformada por la totalidad del Estado de Sinaloa, y ciertas zonas de Durango (45%), Nayarit (32%), Chihuahua (11%) y Zacatecas (7%), dicha región contó con estimado de 25, 596 Hm<sup>3</sup> de agua dulce disponible (CONAGUA, 2015).

La distribución del recurso hídrico está ligada a las necesidades básicas sociales de la región, la disponibilidad de agua en cantidad y calidad es una condición necesaria para hacer viable el desarrollo social, económico y ambiental del país (CONAGUA, 2015). El principal suministro de agua disponible para uso, proviene de fuentes superficiales y es empleada para la subsistencia del hombre o para producir e intercambiar bienes y servicios (CONAGUA, 2015).

El agua superficial es un recurso que proviene de ríos, arroyos, lagunas y humedales (Martin, 2015). Se caracteriza por presentar un flujo rápido, con zonas estancadas de corriente reducida, y alto grado de superficie de contacto con la litósfera en donde se lleva a cabo la mayor transferencia de materia orgánica hacia el agua. El ciclo de nutrientes se lleva a cabo corriente abajo, con un efecto de dilución debido al dinamismo del movimiento del agua. El agua superficial recibe componentes de

suelos, de vegetación ripiara y de efluentes industriales y municipales, lo cual determina su calidad ecológica (Atlas & Bartha, 1998; Wetzel, 2001).

Los tipos de agua están determinados por la concentración de los componentes (físicos, químicos y biológicos) que la conforman, así como por su procedencia. La procedencia del agua se puede agrupar en diversos tipos y según las características de uso. El agua se clasifica de acuerdo con su uso y/o procedencia en: potable, salada, dulce, dura, negra, gris, residual, muerta y alcalina (JAPAC, 2015).

Sinaloa posee 11 ríos y 12 presas. La abundancia de los recursos hídricos en Sinaloa es vastamente aprovechada por diferentes actividades económicas que se desarrollan en la región (Ahumada y cols., 2014). En México, el gasto de uso de efluentes se deriva al sector primario y urbano (Escalante y cols., 2003).

La agricultura es la principal actividad económica desarrollada en el estado de Sinaloa (Ahumada y cols., 2014). El mayor volumen concesionado de agua en Sinaloa está destinado para riego agrícola (CONAGUA, 2015). Sinaloa cuenta con 8,548.5 km de canales de drenaje de residuos agrícolas, que contienen agentes microbianos de comunidades humanas. Estos efluentes son reutilizados corriente abajo en riego de cultivos, fuente de agua para ganado y granjas acuícolas (Ahumada y cols., 2014).

Al respecto de las actividades acuícolas en Sinaloa, en la región se localiza el 90% de las granjas de cultivo de camarón a nivel nacional (FAO, 1991), las cuales utilizan agua dulce, y reducen el abastecimiento de agua para las actividades domésticas y agropecuarias (Peeters, 2014). Esta actividad acuícola, genera exceso y acumulación de nutrientes y materia orgánica (Barraza y cols., 2014), que en

conjunto con la descarga de efluentes contaminados (pesticidas, hidrocarburos aromáticos policíclicos, metales pesados y antibióticos) generan un efecto negativo en los ecosistemas acuáticos, pudiendo representar un alto riesgo a la salud pública (Shapawi, 2015). La contaminación de los ecosistemas acuáticos ha promovido la diseminación de enfermedades infecciosas (Síndromes de la Mancha Blanca y de mortalidad temprana) de los cultivos de camarón en México, con pérdidas económicas de hasta 15 mil millones de dólares (Sánchez y cols., 2014).

La escases del agua debida al crecimiento demográfico, la urbanización y los cambios climáticos, ha incrementado la demanda del recurso hídrico para actividades agrícolas, acuícolas y actividades urbanas (OMS, 1989; OMS, 2006). Alternativamente, las aguas residuales domésticas pueden ser reusables para uso urbano, simplemente con sedimentación y desinfección (Rojas y cols., 2011). En Sinaloa, se utiliza el 0.92% (100 L/h) del gasto nacional de agua residual tratada reutilizable en actividades de riego (40 L/h) y áreas verdes (60 L/h) (Escalante y cols., 2003). Así mismo, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) reporta a Sinaloa como el estado con más volumen concesionado de agua demandado por sus diversas actividades de la región (CONAGUA, 2015).

Adicionalmente, el agua superficial de lagos, ríos u océanos es utilizada para las actividades recreativas del hombre. Las actividades recreativas en el agua puede exponer a los usuarios a condiciones extremas de calor, frío y luz solar, así como al riesgo de adquirir enfermedades (químicas y microbiológicas) transmitidas por aguas recreativas contaminadas (OMS, 2016). Estas enfermedades se propagan por la

ingestión, inhalación, o contacto dérmico con agua de naturaleza fresca y salada de uso recreacional contaminada (Abia y cols., 2016; CDC, 2016).

Adicional a los diversos usos humanos, el agua superficial también es vital para los procesos biológicos que se desarrollan en el ecosistema acuático (Goonetilleke y cols., 2014) y por su función como hábitat de organismos acuáticos (Martín-Ortega, 2015). Puesto que el agua no es un recurso que pueda ser sintetizado, las aguas superficiales son reabastecidos durante el ciclo del agua, dando origen a escurrimientos superficiales que luego se unen a otras aguas de escurrimiento devolviendo a los mares y océanos y continuando con el ciclo del agua (FAO, 2016).

La composición de los cuerpos de agua superficial se encuentra fuertemente influenciados por las propiedades del suelo y la actividad humana aumentando la tasa de acumulación de sedimentos. Los sedimentos almacenan y proveen suministro de nutrientes de las plantas y vida acuática (Dong y cols., 2018). Como resultado de la escorrentía superficial, los cuerpos costeros funcionan como sumidero de sustancias químicas que pueden adherirse a las partículas suspendidas en el agua, y luego depositarse en los sedimentos repitiendo el proceso cíclicamente y comprometiendo su integridad ecológica (Solorzano-Meza y cols., 2018).

Así mismos, todo ambiente acuático contiene una población microbiana autóctona y alóctona (*Salmonella*, *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens*, *Pseudomonas aeruginosa* y *Legionella*) (López & Pinuaga, 2000). Los microorganismos autóctonos son propios del ambiente y presentan su metabolismo adaptado a tales condiciones, mismas que les permiten participar en algunas



reacciones del ambiente donde se encuentran. Mientras que, los microorganismos alóctonos ajustan su cinética de crecimiento a las condiciones del medio permitiéndoles establecerse y competir por nutrientes en nichos disponibles (Atlas y Bartha, 1998). La zona cosera funge como receptore de bacterias aloctonas terrestres (Solorzano-Meza y cols., 2018), así como de bacterias halofílicas, hongos y fito/zooplancton (Rheinheimer, 2012).

Por todo lo anterior, la composición fisicoquímica y microbiológica del agua es un factor determinante para su uso. En Sinaloa, las principales actividades económicas dependen de los recursos hídricos de la región, y de la calidad del agua (Ahumada y cols., 2014). En México, el gasto de uso de agua se distribuye principalmente en agricultura, industria y público (Escalante y cols., 2003). Efluentes derivados de estas actividades representan una de las principales causas de alteración de la composición de cuerpos de agua receptores (Fuhrmann y cols., 2016).

La alteración del agua superficial y costera se encuentra vinculada con la presencia de agentes químicos orgánicos (microcontaminantes orgánicos y sintéticos) e inorgánicos (metales), físicos y microbiológicos (Spellman & Drinan, 2004). Particularmente en Sinaloa, se ha identificado la presencia de diversos plaguicidas como aldrin, endosulfán, clorpirifos, DDT, diazinón, etión, lindano, malatión, heptacloro, permetrina, ciromazina, lambda cialotrina, carbarilo, carbofenotión, pirimicarb y paratión metílico en aguas de río (Leyva, 2009) y canal de riego Audelo, (1989) del valle de Culiacán. Los resultados indican la falta de regulación en el manejo de plaguicidas y el riesgo latente a la salud pública (Leyva, 2009). En cuanto a la incidencia de contaminantes microbiológicos en aguas de Sinaloa, se ha reportado la

presencia y prevalencia de microorganismos indicadores y bacterias patógenas (*Salmonella enterica*) aislados de muestras de agua superficiales. Los resultados destacan la importancia del monitoreo de aguas con posibles aplicaciones de impacto en la salud pública (Jiménez, 2011).

A nivel mundial, se calcula que 842 000 personas mueren anualmente de diarrea como consecuencia de la insalubridad del agua (DGE, 2015; OMS, 2019). Las enfermedades transmitidas por el agua (diarrea, calambres abdominales, vómito, neumonía, enfermedades respiratorias, infecciones del tracto urinario) son principalmente ocasionadas por bacterias, virus y protozoos (Demir & Atguden, 2015), los cuales se transmiten por consumo de agua no tratada y la exposición de aguas recreativas (Wang y cols., 2012).

En cuanto la salud pública de México, el consumo o contacto con el agua contaminada ha generado casos de enfermedades gastrointestinales o relacionadas a plaguicidas. Al respecto, la Dirección General de Epidemiología (DGE) reporta 5, 797, 052 de casos de enfermedades gastrointestinales, las cuales ocupan el cuarto lugar de causa de muerte al año a nivel nacional. Cabe señalar, que la DGE también reporta enfermedades asociadas a plaguicidas y microorganismos específicos, cuya fuente de infección pudiese ser el uso de agua no salubre (DGE, 2018). Particularmente en Sinaloa, En el último año, se reportaron 178, 510 casos de enfermedades gastrointestinales en humanos de origen bacteriano y protozoos, posiblemente transmitidas por agua y alimentos contaminados (DGE, 2018).

En este sentido, la presencia de bacterias, virus y parásitos ha sido asociada a diversas fuentes de agua en México, tales como bahías, ríos, canales de riego, residuales y en el agua potable (Cantú y cols., 2007; 2012; Ortiz y cols., 2012; Estrada y cols., 2014). Por lo anterior, destaca la importancia del monitoreo de los cuerpos de agua. Para ello, se han establecido a los coliformes fecales y a huevos de helminto como indicadores de contaminación por la actividad humana y de animales. El establecimiento de límites máximos permisibles tiene como función asegurar la calidad y posibilitar su reúso. Los límites permisibles para coliformes fecales y parásitos son 1000 NMP y 5 huevos por litro de agua, respectivamente. Algunos microorganismos patógenos aun en bajas concentraciones representan el riesgo de generar enfermedades gastrointestinales sobre todo cuando se entra en contacto con alimentos y agua de uso humano (NOM-001-ECOL-1996; NOM-003-ECOL-1997; NMX-AA-113-SCFI-1999).

La regulación de las descargas de aguas en cuerpos receptores, están establecidas por dependencias normalizadoras y se considera principalmente los niveles de grasas y aceites, materia flotante, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, DBO5, N, P, temperatura y pH (NOM-001-ECOL-1996). En México, la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), regula la preservación y restauración del equilibrio ecológico, así como a la protección al ambiente, mediante el establecimiento de los criterios ecológicos de calidad del agua (CCA-001/89). Estos criterios, precisan los niveles permisibles de los parámetros fisicoquímicos constituyentes la calidad mínima requerida del agua utilizada para consumo humano, en actividades recreativas con contacto primario, en el riego

agrícola, uso pecuario, uso en la acuicultura, o para el desarrollo y la conservación de la vida acuática (LGEEPA, 2016; CE-CCA-001/89, 1989).

El efecto de las condiciones microbiológicas y fisicoquímicas del agua se lleva a cabo mediante el monitoreo de parámetros de calidad (Leyva, 2009; Jiménez, 2011). La valoración de la calidad del agua es una práctica que define su uso potencial en las actividades humanas (Sarkar & Abbasi, 2006). En la categorización de los recursos hídricos en términos de calidad y seguridad, el desarrollo de ICA's basados en funciones agregativas, permite agrupar y ponderar parámetros establecidos para valorar y vigilar el nivel de calidad/contaminación y alteraciones del agua, y así, delimitar su uso potencial (Sarkar & Abbasi, 2006). En México, recientemente, Rubio y cols. (2016) desarrollaron ICA's para categorizar el nivel de contaminación y seguridad recreacional en ecosistemas acuáticos, los cuales sólo se han empleado en los recursos hídricos del estado de Chihuahua.

Dado que en Sinaloa, la calidad del agua presenta un interés especial debido a la intensificación de las actividades del sector primario. Se han realizado estudios de monitoreo en el río El Fuerte (Rodríguez y cols., 2016), río Culiacán y río Sinaloa (Jiménez & Chaidez, 2012; Ruiz-Luna y cols., 2017) para la determinación de al menos un parámetro de calidad refiriendo nutrientes, metales pesados, así como de algunos contaminantes microbiológicos.

Debido a la presencia de agentes infecciosos en el agua y el uso de esta fuente ambiental, se han realizado investigaciones para determinar la relación de la exposición-respuesta que vincula las concentraciones de los microorganismos en el

agua (ingerido accidental) con las tasas de infecciones gastrointestinales reportadas (Colford y cols., 2007). La evaluación cuantitativa del riesgo microbiano (ECRM) es un conjunto de modelos matemáticos predictivos que permiten generar información sobre la incidencia de infección, dosis infectiva, riesgo por exposición, riesgo anual y tasa de mortalidad (OMS, 2016; Smith y cols., 2015). Un modelo ECRM se compone de cuatro elementos: (i) identificación del peligro (patógenos o químicos); (ii) evaluación de la exposición; (iii) evaluación de la respuesta a la dosis; y (vi) caracterización del riesgo (Haas y cols., 1999; U. S. EPA. 2010). De manera convencional, el peligro se representa con microorganismos indicadores (coliformes fecales y *E. coli*), dado la relativa simplicidad del método de cuantificación (en comparación con los patógenos), y su interpretación como índices normativos para la seguridad microbiológica del agua (U. S. EPA, 1976; OMS, 2003; Meals y cols., 2013).

Por lo tanto, el objetivo del presente estudio es determinar el comportamiento microbiano en las condiciones fisicoquímicas de las distintas fuentes de agua de la región Centro-Norte de Sinaloa y poder evaluar el impacto de los contaminantes microbiológicos y químicos así como el riesgo sanitario que representan estas fuentes de agua para la salud pública.

### III REVISIÓN DE LITERATURA

#### A ECOLOGÍA DEL AGUA

##### 1 Disponibilidad del agua

La disponibilidad de agua promedio anual en el mundo, corresponde al 97.5% (1, 386 billones de Hm<sup>3</sup>) de agua salada, y sólo el 2.5% (35 billones de Hm<sup>3</sup>) es agua dulce, de esta cantidad aproximadamente el 70% se encuentra en glaciares, nieve y hielo (CONAGUA, 2014).

En México, las zonas centro y norte reciben el 25% de agua en forma de precipitación mientras que en las entidades del sureste se reciben el 49.6% (INEGI, 2016). En el 2014, la precipitación total del agua fue de 1, 449, 471 Hm<sup>3</sup>. De esta agua, se estima que el 72.5% se evapotranspiró a la atmósfera, el 21.2% escurrió por los ríos o arroyos, y el 6.4% restante se infiltró al subsuelo para recarga de acuíferos restando con 447 260 mil Hm<sup>3</sup> de agua dulce renovable disponible. Del agua disponible, se cuenta con 25 596 Hm<sup>3</sup> en la región pacífico norte comprendida por el 100% de Sinaloa, el 45% de Durango, el 3% de Nayarit, el 11% de Chihuahua y el 7% de Zacatecas (CONAGUA, 2015).

##### 2 Distribución del agua

La distribución del recurso hídrico en México está ligada a las necesidades básicas sociales de la región, la disponibilidad de agua en cantidad y calidad es una

condición necesaria para hacer viable el desarrollo social, económico y ambiental del país (OMS, 2006; CONAGUA, 2015).

Del agua disponible, el 61.3% es utilizada para uso consuntivo proveniente de fuentes superficiales (ríos, arroyos y lagos). Mientras que, el 38.7% de agua corresponde a fuentes subterráneas. Mucha de esta es empleada de diversas formas en actividades humanas, ya sea para subsistir o producir e intercambiar bienes y servicios. El mayor volumen se destina al uso agrícola, acuícola, pecuario, y abastecimiento doméstico y público (CONAGUA, 2015).

### **3 Uso e impacto**

Las principales actividades económicas de Sinaloa dependen de abundantes recursos hídricos y de la calidad del agua. Estas actividades dan como resultado efluentes contaminados por agentes fisicoquímicos y microbiológicos antes de ser finalmente depositados en bahías y esteros (Ahumada y cols., 2014).

En México, el gasto de uso de efluentes tratados es de 10, 867.6 L/S distribuidos en actividades de descarga en cuerpos receptores nacionales (71.3%), de uso agrícola (24.4%), industrial (2%) y urbano (2.3%). El Estado de México, Querétaro, Baja California Sur son las entidades donde más se práctica el reúso del agua para actividades de riego (Escalante y cols., 2003).

Las diferentes exposiciones al agua no salubre, ya sea por exposición directa por ingesta accidental, inhalación o contacto dérmico (procesos industriales, uso en

actividades domésticas y recreativas) o por exposición indirecta mediante consumo de agua contaminada o productos agrícolas y pesqueros representan un riesgo a la salud pública (Fuhrimann y cols., 2016).

## **a Agrícola**

La agricultura es la principal actividad económica en el estado de Sinaloa, el cual cuenta con 838, 278.58 ha de riego (14. 5% de las zonas de riego de México), y en 2013 el valor de su producción fue de aproximadamente \$ 2, 184 millones de dólares (Ahumada y cols., 2014). Cabe señalar, que Sinaloa incluye una infraestructura 8, 548.5 km de canales de drenaje agrícola, mismos que frecuentemente reciben aguas altamente contaminadas por residuos agrícolas y agentes microbianos de comunidades humanas. Estos efluentes son reutilizados corriente abajo en riego de cultivos, fuente de agua para ganado y granjas acuícolas ubicadas a lo largo del curso del canal antes de ser depositada en cuerpos de agua costeros (ríos, bahías, esteros) (Ahumada y cols., 2014).

El mayor volumen de agua concesionado en Sinaloa está destinado al uso agrícola, principalmente para riego. Con base en el VII Censo Agrícola, Ganadero y Forestal 2007, la superficie en unidades agrícolas de producción fue de 30.2 millones de ha, de las cuales 18% son de riego y el resto de régimen temporal. México ocupa el séptimo lugar mundial en superficie con infraestructura de riego con 6.4 millones de ha. El 64.5% del agua concesionada para uso agrícola es de origen superficial (CONAGUA, 2015).



El uso de aguas residuales no tratadas para riego agrícola ha causado una preocupación de riesgo para la salud causado por el consumo de vegetales contaminados con metales pesados y bacterias indicadoras fecales (BIF). Por lo que se sugiere un enfoque de gestión de riesgos de barreras múltiples mediante la evaluación cuantitativa del riesgo microbiano (ECRM), los años de vida ajustados por discapacidad (AVAD) y la rentabilidad para evaluar las opciones de reducción de riesgos para la salud, donde se ha practicado la reutilización agrícola de aguas residuales tratadas y no tratadas (Wang y cols., 2012).

## **b Acuícola**

Sinaloa es uno de los principales Estados donde se desarrolla la actividad camaronícola de México. A nivel nacional, en esta región se localiza el 90% de las granjas de tres tipos de cultivo, extensivo (regiones estuarino-lagunares y de marisma de las zonas sur y centro de Sinaloa), semi-intensivo (planicie costera de Sinaloa) e intensivo (directamente en el agua marina). La disponibilidad de agua para las granjas es muy variable y depende de su cercanía a la fuente de abastecimiento y la temporalidad (FAO, 1991).

En la actualidad, las granjas camaroneras ocupan aproximadamente el 20-50% de los manglares en el mundo. Se desarrollan en manglares y estuarios causando contaminación y la reducción de la diversidad de peses nativos, crustáceos y moluscos asociados con la deforestación de manglares. El agua utilizada en las granjas puede ser extraída de acuíferos de agua dulce, reduciendo el abastecimiento de agua

doméstica y a la agricultura. Además, causa contaminación de los ecosistemas marinos por aguas residuales (Peeters, 2014).

Un estudio realizado en Sonora en agua y sedimentos costeros receptoras de efluentes de granjas camaronícolas reportaron exceso y acumulación de nutrientes y materia orgánica, los cuales son asimilados por el medio acuático durante el receso de operaciones. Los parámetros monitoreados se encontraron dentro de los límites máximos permisibles y el impacto sobre el medio no se consideró severo. Sin embargo, representa un factor de riesgo latente para la sanidad del ecosistema (Barraza y cols., 2014).

El potencial de carga y descarga de efluentes acuícolas contaminados (pesticidas, hidrocarburos aromáticos policíclicos, metales pesados y antibióticos) resulta en la destrucción de manglares, humedales, salinización de tierra y agua, un efecto negativo en biodiversidad causada por introducción de especies no nativas y de enfermedades en animales, así como conflictos con comunidades aledañas. Estos ecosistemas se han reportado como reservorio de bacterias resistentes a antibióticos, representando alto riesgo a la salud pública (Shapawi, 2015).

En México, la contaminación de estos ecosistemas ha promovido la diseminación de enfermedades infecciosas (60% virales, 20% bacterianas y 20% otros patógenos) en cultivos de camarón, con pérdidas económicas de hasta 15 mil millones de dólares. El Síndrome de la Mancha Blanca ha causado serios problemas. En el 2013, en Sonora se produjeron 14, 000 ton de camarón, estimando pérdidas aproximadas del 70% en relación al 2009 (81, 422 ton). Otra enfermedad de efectos devastadores es el

síndrome de mortalidad temprana transmitida por *Vibrio parahaemolyticus*, misma que se calcula que las pérdidas ascendieron a los mil millones de dólares en Asia para el 2012 (Sánchez y cols., 2014).

### **c Actividades urbanas**

El escases del agua debido al crecimiento demográfico, la urbanización y los cambios climáticos, ha incrementado la demanda del recurso hídrico para actividades agrícolas, acuícolas y actividades urbanas particularmente en regiones áridas, semiáridas y densamente pobladas incrementando el reúso de las aguas tratadas como un recurso alternativo (OMS, 1989; OMS, 2006).

Las aguas residuales tratadas se definen como agua que ha sido previamente usada en algún proceso antropogénico. Alternativamente, las aguas residuales domésticas pueden ser reusables para necesidades tales como riego de parques y jardines, lavado de autos, pisos y sanitarios, simplemente con sedimentación y desinfección (Rojas y cols., 2011).

En Sinaloa, se utiliza el 0.92% del gasto nacional de agua residual tratada reutilizable equivalente a 100 L/S en actividades de riego (40%) y áreas verdes (60%) (Escalante y cols., 2003). Por otro lado, la CONAGUA (2015), reportó a Sinaloa como el estado con más volumen concesionado de agua debido a su extensión agrícola bajo riego correspondiente a 9,558.5 Hm<sup>3</sup>, de los cuales 9,005.4 Hm<sup>3</sup> (94.21%) se utilizaron en agricultura, 509.2 Hm<sup>3</sup> (5.33%) en abastecimiento público y 43.9 Hm<sup>3</sup> (0.46%) en la industria autoabastecida (CONAGUA, 2016).

No obstante, el tratamiento inadecuado del agua residual puede tener como impacto la diseminación de microorganismos patógenos (*Giardia*, *Cryptosporidium*, *Escherichia coli*, *Salmonella*, *Vibrio spp.*, *Pseudomonas aeruginosa* y *Clostridium perfringens*, entre otros) compuestos químicos (metales, nutrientes, etc.) y materiales cancerígenos originados por la agricultura y la industria, aumentando la susceptibilidad de las comunidades circundantes a brotes de enfermedades transmitidas por el agua. Una mejora radicalmente de la gestión de las aguas residuales es necesaria para conseguir un adecuado suministro de agua (Wang y cols., 2012).

Esto se puede lograr mediante la aplicación de procesos de tratamiento que minimicen los riesgos para la salud pública y el medio ambiente. Una planificación cuidadosa, un monitoreo regular y legislaciones apropiadas son requeridas previo a la descarga de las aguas residuales en los cuerpos de agua receptores (Akpor & Muchie, 2011).

#### **d Recreacional**

Sinaloa es vasto en recursos hídricos superficiales. Presenta una red hidrográfica superficial de 11 ríos y 12 presas que es aprovechada por diferentes actividades que se desarrollan en la región. Considerando que los ríos Culiacán (875 km), El fuerte (540 km) y Sinaloa (400 km) se encuentran dentro de las 12 principales vertientes del Pacífico por su longitud y escurrimiento, son aprovechados por los lugareños para diversas actividades recreativas (CONAGUA, 2018).

Este uso, puede alterar la naturaleza del ecosistema acuático generando efectos adversos de contaminada. Los usuarios de las aguas recreativas pueden estar expuestos a riesgos como condiciones extremas de calor, frío y luz solar (OMS, 2016), así como a enfermedades (químicas y microbiológicas) transmitidas por aguas recreativas (DGE, 2018). Estas enfermedades se propagan por la ingestión, inhalación de nieblas o aerosoles, o tener contacto con agua contaminada de parques acuáticos, agua áreas de juego, fuentes interactivas, lagos, ríos u océanos. Las de tipo químico, pueden ser causadas por productos solubles en el agua o productos químicos que se convierten en gas y causan problemas de calidad del aire en las instalaciones acuáticas (CDC, 2016).

Anteriormente, se ha reportado elevado riesgo (0.5 – 40%) de infección por patógenos transmitidos por el agua (*Salmonella*, *Shigela*, *Escehrichia coli* y *Vibrio cholerae*) asociados a la exposición de agua de naturaleza fresca y salada de uso recreacional contaminada (Abia y cols., 2016) y consecuentemente, un riesgo elevado de contraer enfermedad gastrointestinal. Los estudios anteriores sugirieron riesgos potenciales para la salud y la necesidad de realizar una constante cuantificación de BIF en las zonas identificadas como recreativas (Wang y cols., 2012).

#### **4 Composición de cuerpos de agua superficiales**

##### **a Agua**

El agua es vital para los procesos biológicos que se desarrollan en el ecosistema acuático. El agua proporciona condiciones favorables para el crecimiento y

proliferación de la vida acuática (Goonetilleke y cols., 2014) como función del hábitat de organismos acuáticos, también proporciona opciones de adaptación como refugio en respuesta a la migración de organismos terrestres (Martín-Ortega, 2015).

Puesto que el agua no es un recurso que pueda ser sintetizado, ésta debe ser captada por precipitaciones en forma de lluvia, nieve o granizo. El agua se evapora a la atmósfera, especialmente de los océanos. El vapor de agua se enfría a causa de la menor densidad de la atmósfera, se condensa y origina gotas de agua que permanecen suspendidas en el aire formando nubes hasta que son precipitadas sobre suelos y océanos. Una parte se vuelve a evaporar desde la superficie por acción del calor del sol o de los vientos secos y otra queda en las capas superiores del suelo y es absorbida por las raíces y posteriormente ser evapotranspirada. El resto se infiltra hacia las capas profundas y aumenta las reservas de agua subterránea. Estas reservas pueden volver a la superficie formando manantiales. Los manantiales dan origen a arroyos que luego se unen a otras aguas de escurrimiento superficial devolviendo a los mares y océanos y continuando con el ciclo del agua (FAO, 2016).

El agua superficial representa el principal suministro para las diversas actividades del hombre. El origen del recurso proviene de ríos, arroyos, lagunas y humedales (Martín-Ortega, 2015). Se caracteriza por presentar un flujo rápido, con zonas estancadas de corriente reducida, y alto grado de superficie de contacto con la litósfera en donde se lleva a cabo la mayor transferencia de materia orgánica hacia el agua. El ciclo de nutrientes se lleva a cabo río abajo, con un efecto de dilución debido al dinamismo del movimiento del agua. El agua superficial recibe nutrientes de suelos,

de vegetación ripiara y de efluentes industriales y municipales (Atlas & Bartha, 1998; Wetzel, 2001).

Debido a la escorrentía superficial, se presenta un patrón de aeración predominando la población heterotrófica aerobia o anaerobia facultativa. Estos cuerpos presentan áreas estancadas aisladas y son receptores de descargas de agua residuales que suministran materia orgánica, en donde río abajo, la población heterotrófica se incrementa hasta tres veces en magnitud. La concentración heterótrofa en río se encuentra en un rango de 104 a 109 organismos m/L (Maier y cols., 2009).

La materia orgánica absorbida por partículas inorgánicas suspendidas en el agua es descompuesta por la radiación solar, facilitando la desorción y estimulando la actividad metabólica bacteriana. A mayor absorción, menor actividad de exoenzimas bacterianas, por lo que se destaca la importancia de las partículas como medio de transporte (Tietjen y cols., 2004).

En aguas de río del Valle de Culiacán se han encontrado valores de turbiedad de hasta 173 NTU que proporcionan protección a la biota con respecto a la radiación solar debido a que se encuentran por arriba de valores reportados en ambientes de agua dulce que brindan resistencia a los microorganismos (Duran & Kaushal, 2013; Jiménez, 2011).

La temperatura es otro parámetro que afecta la supervivencia de los microorganismos en el agua superficial, se encuentra en un rango de 0 a 30 °C (Barton & Northup, 2011). Sin embargo, en aguas del Valle de Culiacán se han registrado

rangos de 17.10 °C - 38.18 °C, reportándose los valores más bajos en los meses de diciembre-enero y los más altos en los meses julio-agosto (Jiménez, 2011).

El parámetro DBO a 5 días (DBO5) determina la degradación orgánica biodegradable relacionada con la cantidad de oxígeno disuelto utilizada por los microorganismos en la oxidación de materia orgánica. El tiempo se estandariza para realizar comparaciones entre muestras; la temperatura y la luz deben ser controladas para evitar la producción fotosintética de oxígeno disuelto. Cuando la concentración de materia orgánica residual es alta, el oxígeno residual puede ser consumido en su totalidad antes de los 5 días (U. S. EPA, 2002). De acuerdo a datos históricos, la región pacífico norte comprendida por el 100% de la superficie del estado de Sinaloa, el 45% de Durango, el 32% de Nayarit, el 11% de Chihuahua y el 7% de Zacatecas muestra en mayor proporción una distribución porcentual de DBO menor o igual a 6 (CONAGUA, 2013).

## **b Sedimentos**

Los sedimentos representan un componente sólido importante en los cuerpos de agua superficial. En estos, se almacena carbono orgánico en el suelo que tiene un papel importante en el suministro de nutrientes de las plantas y en la mitigación del calentamiento global. El aumento de la materia orgánica del suelo bajo las medidas apropiadas de manejo agrícola que conducen a un nuevo equilibrio para niveles más altos de sedimentos (Dong y cols., 2018)



La descomposición y las tasas de acumulación de los sedimentos están influenciadas por la distribución de las fracciones de materia orgánica sólida, las propiedades del suelo, los factores ambientales y la actividad humana (Dong y cols., 2018). La materia orgánica en los cuerpos de agua superficiales está constituido por sustancias, la fácil de degradar por el sistema enzimático de los microorganismo como carbohidratos, proteínas y otros compuestos de bajo peso molecular. Las de alto peso molecular, como celulosa lignina y fenoles son resistentes a la degradación microbiana. La materia orgánica se clasifican en función del tamaño; la materia orgánica disuelta (MOD) correspondiente a carbohidratos, aminoácidos, ácidos orgánicos y ácidos nucleicos, atraviesa un tamaño de poro de 0.45  $\mu\text{m}$ ; la materia orgánica particulada (MOP) se clasifica como MOPG que es retenida por un tamaño de poro de 1mm y MOPF que se encuentra situada en medio de ambas. La materia orgánica particulada (MOP) (Pozo y cols., 2009; Maier y cols., 2009).

Finalmente, los cuerpos costeros receptores como los estuarios se consideran un sumidero de sustancias químicas que pueden adherirse a las partículas suspendidas en el agua y luego depositarse en los sedimentos, repitiendo el proceso cíclicamente. Los estuarios y las zonas costeras exhiben contaminación causada por el hombre que compromete su integridad ecológica (Solorzano-Meza y cols., 2018).

### **c Biota**

Todo ambiente acuático contiene una población microbiana autóctona acondicionada a las características naturales del entorno, dentro de las cuales se

incluyen tipo de agua y sus propiedades fisicoquímicas (temperatura, pH, minerales y nutrientes). También se pueden encontrar microorganismos alóctonos (*Salmonella*, *E. coli*, *Clostridium perfringens*, *Pseudomonas aeruginosa* y *Legionella*) que provienen del suelo, heces y vegetales, por lo que son considerados como contaminantes que se han adaptado a las condiciones predominantes en dichos ambientes acuáticos (López & Pinuaga, 2000).

Los microorganismos alóctonos son capaces de sobrevivir, crecer y activar su metabolismo, ajustar su cinética de crecimiento de manera similar a los microorganismos nativos, a las condiciones del medio permitiéndoles establecerse y competir por nutrientes en nichos disponibles. Sin embargo las poblaciones pueden coexistir si una población puede adaptar sus necesidades nutricionales a diferentes fuentes en diferentes tiempos (Atlas & Bartha, 1998).

Por otro lado, aguas receptoras como bahías brindan protección biológica a las especies endémicas y también sirven como sitios de reproducción y anidación. Las bahías son los receptores finales de la contaminación humana, pero también proporcionan alimentos para los humanos y los oligoelementos pueden volver a la dieta humana mediante la biomagnificación, a través de la cadena trófica (Solórzano-Meza y cols., 2018).

A pesar de la fuerte influencia de bacterias aloctonas terrestres en aguas costeras provenientes de aguas residuales, ríos y erosión de la tierra, mueren rápidamente y son reemplazadas por bacterias halofílicas. Esto es debido a las propiedades bactericidas del agua salobre para las bacterias no marinas, además de la insuficiencia

de la concentración de nutrientes. Algunas bacterias osmofílicas pueden prolongar su sobrevivencia, aunque, requieren condiciones de ausencia de sodio así como de iones cloruro para su desarrollo. Los hongos y el fito/zooplancton son reportados como organismos halotolerantes soportando condiciones de salinidad del 10-25% (Rheinheimer, 2012).

## **5 Contaminación del agua**

Es una medida de la condición del agua en relación a las características químicas, físicas, y biológicas con los requisitos referentes según su propósito. Se utiliza como referencia de cumplimiento a un conjunto de normas. Los estándares más comunes para evaluar la calidad del agua se relacionan con la sanidad de los ecosistemas, seguridad de contacto humano y agua potable (CE-CCA-001/89).

Dado al múltiple uso del agua en actividades antropogénicas, sus desechos finalmente regresan en forma de agua residual al ambiente (OMS, 2006). La calidad y la cantidad de desechos descargados varían según la fuente, el origen, y la actividad de poblaciones aledañas, alterando las condiciones naturales de cuerpos receptores. Este efecto depende del volumen de descarga, y la presencia y concentración de compuestos químicos y microbiológicos e incremento en la carga de nutrientes, metales pesados y compuestos orgánicos como hidrocarburos aromáticos policíclicos aumentando su nivel de contaminación (Akpor & Muchie, 2011; Perk, 2013).

El incontrolado vertimiento de las aguas municipales e industriales y desechos agrícolas y mineros en el ambiente constituyen uno de las amenazas más serias a la sustentabilidad del agua superficial (Libhaber & Orozco, 2012; Perk, 2013).

El principal componente de desechos de la actividad humana en las aguas de tipo fresca es la materia orgánica. Estos residuos se descomponen mediante la actividad microbiana, alterando la demanda de oxígeno. A medida que el nivel de oxígeno desciende, se multiplican las bacterias anaerobias y la producción de compuestos tóxicos alterando la calidad de uso humano y la vida acuática (ácido sulfhídrico, metano y amoníaco) (Kiely, 1999; Akpor & Muchie, 2011).

El alto contenido de nutrientes de desechos causa eutrofización provocando disminución del oxígeno disuelto en el agua debido a la oxidación de productos químicos y a la descomposición bacteriana. Este hecho promueve el crecimiento de Cyanobacterias productoras de toxinas, algas y fitoplancton tóxico causantes de gastroenteritis, deterioro del sistema nervioso, irritación de la piel, daño hepático y cáncer de hígado en animales (Akpor & Muchie, 2011).

Los servicios de agua y saneamiento inexistentes, insuficientes o gestionados inapropiadamente (OMS, 2006), así como deficiencias en sistemas de distribución de agua potable exponen a la población a riesgos prevenibles para su salud (Jiménez-Moleón & Gómez-Albores, 2011).

Un adecuado tratamiento y manejo es necesario para prevenir los riesgos en la salud pública y la degradación del ambiente así como para la prevención de la

incidencia y la propagación de enfermedades transmitidas por el agua (Jiménez-Moleón & Gómez-Albores, 2011; Libhaber & Orozco, 2012; Perk, 2013).

## **B ENFERMEDADES TRASMITIDAS POR EL AGUA**

La salubridad del agua se considera un tema relevante a nivel mundial, debido a la carencia de ella, y a su relación con enfermedades que ha impactado la salud pública y ambiental. Particularmente México, se caracteriza por contar con diverso y amplio recurso hídrico, pero, también se asocia frecuentemente a la contaminación de las fuentes de agua debido al manejo inadecuado de los desechos de las actividades económicas de la región potencializando el riesgo nocivo a la salud humana (CONAGUA, 2015; OMS, 2019). Aunque esta asociación no ha sido definida, el sistema de vigilancia epidemiología de México, reporta enfermedades asociadas a plaguicidas y microorganismos, cuya fuente de infección pudiese ser el uso de agua. El **Cuadro 1** muestra la morbilidad de los diferentes tipos de enfermedades relacionadas con el agua (DGE, 2015).

### **1 Incidencia de los contaminantes químicos**

Estudios en agua de río y de canal de riego en Sinaloa han reportado la presencia de plaguicidas utilizados en la agricultura. Además, evidencia la prevalencia de plaguicidas como endosulfan, clorpirifos, paratión metílico, diazinon y etión (**Cuadro 2**)

distribuidos en diferentes cuerpos de agua por veinte años así como el manejo y desecho inapropiado de dichos agentes químicos (Audelo, 1989; Leyva (2009).

Un estudio realizado por Audelo (1989), para recuperar plaguicidas en agua de canal de riego de Navolato, Sinaloa, mostró un porcentaje de recuperación del 100% para organoclorados, 93% para organofosfatados y 65% para metamidofos. El 95% de las muestras resultaron positivas, predominando endosulfan (62%), malation (48%), BHC (44%), clorpirifos (42%), ometoato (27%) y etión, paration metílico, diazinon, metamidofos y diametoato ( $\leq 20\%$ ). Resulta de relevancia señalar que las concentraciones de los plaguicidas endosulfan, BHC, palation metílico y endrin superaron los límites máximos permisibles por la Agencia de Protección del Ambiente de Estados Unidos (U. S. EPA, por sus siglas en inglés), así como señalar el uso de plaguicidas no permitidos por su efecto extremadamente tóxico (endrin) en el Estado.

**Cuadro 1.** Epidemiología de enfermedades en México

<b>Enfermedades</b>	<b>Causa y vía de transmisión</b>	<b>Casos</b>
Disentería amebiana	Los protozoos pasan por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminados, por contacto de una persona con otra.	255, 368
Disentería bacilar	Las bacterias pasan por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminados, por contacto de una persona con otra.	4, 225
Enfermedades diarreicas	Diversas bacterias, virus y protozoos pasan por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminados, por contacto de una persona con otra.	4, 899, 424
Cólera	Las bacterias pasan por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminados, por contacto de una persona con otra.	1
Hepatitis A	El virus pasa por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminados, por contacto de una persona con otra.	9, 413
Fiebre paratifoidea y tifoidea	Las bacterias pasan por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminados, por contacto de una persona con otra.	58, 976
Intoxicación por plaguicidas	Exposición e ingesta de plaguicidas	4, 025

DGE (2015)

**Cuadro 2.** Plaguicidas identificados y cuantificados en aguas del valle de Culiacán

Referencia	Año	Fuente	Plaguicida	Concentración (µg/L)	Técnica
Audelo, A.	1989	Canal	Endosulfan	1.108	Cromatografía de gases
			Malation	0.033	
			BHC *	0.248	
			Clorpirifos	0.127	
			Ometoato	0.185	
			Etión	0.157	
			Paration metílico	0.033	
			Diazinon	0.019	
			Metamidofos	0.020	
			Dimetoato	1.318	
			Endrin *	55.18	
			Acetate	Traza	
			Naled	Traza	
Leyva, B.	2009	Río	Endosulfan	0.0198	Cromatografía de gases
			Clorpirifos	0.0157	
			DDT	0.0425	
			Diazinon	0.0403	
			Aldrin	0.1023	
			Lindano	0.0045	
			Permetrina	0.2352	
			Heptacoloro	0.0059	
			Etión	0.0162	
			Carbarilo	0.1113	
			Carbofenotón	0.0099	
			Paratión metílico	0.0098	
			Ciromazina	0.1961	
			Pirimicarb	0.0772	



En el mismo sentido, Leyva y cols. (2009) reportó la presencia de plaguicidas en aguas superficiales del Valle de Culiacán en el 81% de las muestras de agua de ríos analizadas, correspondientes al Tamazula (14.6%), Humaya (12.1%) y Culiacán (73.3%). Los plaguicidas detectados de las muestras fueron principalmente endosulfán (41%), clorpirifos (28.5%), DDT (27.1%) y diazinón (25%), así como aldrin, lindano, malatión, heptacloro, permetrina, etión, ciromazina ( $\leq 10\%$ ). Lambda cialotrina, carbarilo, carbofenotión, paratión metílico y pirimicarb fueron los de menor frecuencia (0.7%). La concentración de los plaguicidas detectados se encontró dentro de los niveles máximos permitidos por CE-CCA-001/89 (Criterios Ecológicos de Calidad del Agua), así como también por la U. S. EPA para la protección de la vida acuática en agua dulce. Los resultados anteriores revelaron la falta de regulación en la aplicación de plaguicidas en los cultivos del valle de Culiacán, y el riesgo latente a la salud pública y el impacto negativo ambiental (Audelo, 1989; Leyva y cols., 2009).

## **2 Incidencia de los contaminantes microbiológicos**

Las enfermedades transmitidas por el agua son principalmente ocasionadas por microorganismos. La diarrea, calambres abdominales, vómito, neumonía, enfermedades respiratorias, infecciones del tracto urinario son las más comunes (Demir & Atguden, 2015). En el mundo, se calcula que 842, 000 personas mueren anualmente de diarrea como consecuencia de la insalubridad del agua. Adicionalmente, el saneamiento deficiente del agua también está relacionado con la transmisión de otras enfermedades como el cólera, otras diarreas, la disentería, la

hepatitis A, la fiebre tifoidea y la poliomielitis (DGE, 2015; OMS, 2019). Este hecho es ampliamente prevenible y la muerte de 361, 000 niños menores de cinco años se podría evitar cada año si se garantiza la salubridad del agua (OMS, 2019).

En México, la gastroenteritis y colitis de origen infeccioso ocupa el cuarto lugar de causa de muerte principalmente en niños menores de 1 año. En Sinaloa, en el 2013 se reportaron 7 casos de muerte por dicho padecimiento en niños recién nacidos hasta 5 años (CONAGUA, 2013). Cabe señalar que aguas de río de Culiacán ha sido previamente reportada como prevalentes para diferentes serotipos no tifoideos de *Salmonella*, causante importante de diarrea (Jiménez & Chaidez, 2012).

Investigaciones sobre aislamiento de agentes microbianos patógenos en muestras de agua superficiales del valle de Culiacán han reportado la presencia y prevalencia de microorganismos indicadores y patógenos (**Cuadro 3**). Los resultados destacan la importancia del monitoreo de aguas con posibles aplicaciones de impacto en la salud pública.

## **C VALORACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA**

### **1 Normatividad**

La calidad ecológica y sanitaria del agua está determinada por los límites máximos permisibles que están establecidos para la regulación de los parámetros contaminantes en los cuerpos de agua receptores. Estabilizar los parámetros químicos orgánicos e inorgánicos, físicos y microbiológicos dentro de los límites se hace con el

objetivo de mantener buena calidad en el suministro de agua pública y evitar la transmisión de enfermedades (Spellman & Drinan, 2004).

En México, el conjunto de parámetros físicos, químicos y biológicos y sus niveles máximos permitidos en los efluentes de las aguas residuales son determinados por la Comisión Nacional del Agua. Las concentraciones de contaminantes básicos y metales para descargas de aguas residuales no deben exceder los límites máximos permisibles (NOM-001-ECOL-1996).

La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), que se refieren a la preservación y restauración del equilibrio ecológico, así como a la protección al ambiente, respalda el establecimiento de los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CE-CCA-001/89) en atención al aprovechamiento, la prevención y control de la contaminación del agua, así como la protección de la flora y la fauna acuática, y de las normas que establecen los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas nacionales así como para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público (NOM-001-ECOL-1996; NOM-003-ECOL-1997).

**Cuadro 3.** Microorganismos patógenos en diversos ambientes acuáticos en el mundo

<b>Fuente de agua</b>	<b>Patógeno</b>	<b>Frecuencia</b>	<b>Referencia</b>
Agua potable	<i>Listeria spp</i>	9% (3/34)	Cantú y cols., 2007
	<i>Listeria monocytogenes</i>	56% (19/34)	
Bahías	<i>Vibrio alginolyticus</i>	76% (110/192)	Muñoz y cols., 2012
	<i>Vibrio parahaemolyticus</i>	22-7% (44/192)	
Agua de rio	<i>Campylobacter jejuni</i>	23.1% (3/13)	Hernández-Morga y cols., 2009
	<i>Campylobacter coli</i>	76.9% (10/13)	
	Hepatitis A	8.3% (2/24)	
Agua cruda	<i>Cryptosporidium parvum</i>	28.57% (6/21)	Cermeño y cols., 2007
	<i>Giardia lamblia</i>	71.7% (5/21)	
	Norovirus	50% (5/10)	
	Huevos de helminto	97% (29/30)	
Agua residual	<i>Salmonella</i>	36.1% (13/36)	Estrada y cols., 2014

## a Físicoquímicos

Los CE-CCA-001/89 precisan los niveles permisibles de los parámetros físicoquímicos para la calidad ecológica del agua de acuerdo al uso potable, agrícola, acuícola y protección a la vida acuática (**Cuadro 4**). La CE-CCA-001/89 determina los constituyentes de la calidad mínima requerida del agua utilizada para consumo humano, en actividades recreativas con contacto primario, en el riego agrícola, uso pecuario, uso en la acuicultura, o para el desarrollo y la conservación de la vida acuática (CE-CCA-001/89, 1989).

Con respecto a las descargas en cuerpos receptores nacionales, existen regulaciones establecidas por dependencias normalizadoras, y corresponde a las normas NOM-001-ECOL-1996 y NOM-003-ECOL-1997. Los límites máximos permisibles de parámetros físicoquímicos consideran en efluentes los niveles de grasas y aceites, materia flotante, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, DBO5, N, P, temperatura y pH (**Cuadro 5**) (NOM-001-ECOL-1996). En el mismo sentido, la turbidez es un indicador de calidad que determina la transparencia de aguas. La regulación se lleva a cabo mediante los criterios establecidos en la NMX-AA-038-SCFI-2001 bajo el principio de la absorción de luz debido a la presencia de materia como arcilla, limo y partículas orgánicas, plancton y microorganismos suspendidos que influyen en la dispersión de luz (Spellman & Drinan, 2004; NMX-AA-038-SCFI-2001).

**Cuadro 4.** Clasificación de parámetros fisicoquímicos medidos en agua

<b>Clase</b>	<b>Parámetro</b>	<b>Indicador</b>
Físico	Sólidos totales Sólidos totales en suspensión Temperatura pH Color Olor	Calidad y estado del agua
Químico	Hidratos de carbono Proteínas Lípidos Grasas y aceites DBO5, DQO, COT, DTO Alcalinidad Arena Metales pesados Nutrientes (N y P) Cloruros Azufre Sulfuro de hidrógeno Gases	Contaminación y actividad humana e industrial

Kiely (1999)

**Cuadro 5.** Límites máximos permisibles para parámetros físicos en descargas de efluente

Parámetro	Embalses naturales y artificiales			
	Uso en riego agrícola		Uso público urbano	
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
Temperatura (°C)	40	40	40	40
Grasas y aceites (mL/L)	15	25	15	25
Materia flotante (mL/L)	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Sólidos sedimentables (mL/L)	1	2	1	2
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	75	125	40	60
DBO5 (mg/L)	75	150	30	60
N2 (mg/L)	40	60	15	25
P (mg/L)	20	30	5	10

P.M.: Promedio Mensual; P.D.: Promedio diario

NOM-001-ECOL-1996

## **b Plaguicidas**

En la actualidad, los microcontaminantes presentes en el ambiente acuático han ocasionando problemas ambientales. Los microcontaminantes son contaminantes químicos que se clasifican principalmente en productos farmacéuticos, químicos industriales, hormonas esteroideas, y plaguicidas (**Cuadro 6**). Estos contaminantes pueden estar presentes en el agua en concentraciones de trazas (Luo y cols., 2014).

En México, la Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas y Sustancias Tóxicas (CICOPLAFEST), está facultada para regular en lo relativo al manejo idóneo de estos compuestos con el propósito de evitar un daño al equilibrio ecológico. En el mismo sentido, los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CE-CCA-001/89), sugieren límites máximos de concentración de los diferentes plaguicidas para asegurar la calidad del agua de uso potable, recreativo agrícola, y para la protección de la vida acuática.

Los plaguicidas reportados con más prevalencia en aguas de río del valle de Culiacán son de uso agrícola. Dieciséis presentan mayor frecuencia en las muestras de agua de los ríos Tamazula, Humaya y Culiacán, de los cuales en el río predominando endosulfán, seguido de clorpirifos, DDT y diazinón, así como en menor porcentaje a aldrin, lindano, malatión, heptacloro, permetrina, etión, ciromazina, lambda cialotrina, carbarilo, carbofenotión, paratión metílico y pirimicarb (Leyva, 2009).



## **c Metales**

Los metales se encuentran ampliamente distribuidos en el ambiente (sólidos, sedimentos y agua). Están clasificados en postransición (aluminio), transición (Hierro, Manganeso, Plata y Cobalto) o alcalinos (Magnesio y Calcio). La presencia de los metales en los recursos hídricos puede ser consecuencia de factores naturales, ambientales y actividad humana, principalmente por la minería (Bertrand y cols., 2015).

La Norma Oficial Mexicana establece los límites máximos permisibles de arsénico, cadmio, cobre, cromo, mercurio, níquel, plomo, zinc y cianuros (**Cuadro 7**) en las descargas de aguas residuales a bienes nacionales. En concentraciones por encima de los límites establecidos, puede causar envenenamiento y cáncer (NOM-001-ECOL-1996; Spellman & Drinan, 2004; U. S. EPA, 2011). Los metales presentes en las aguas residuales no pueden ser destruidos por tratamientos convencionales o por la degradación propia del medio ambiente.

**Cuadro 6.** Recursos de microcontaminantes en el ambiente acuático

<b>Categoría</b>	<b>Subclases</b>	<b>Fuente</b>
Farmacéuticos	AINES, regulador de lípidos, anticonvulsivos, antibióticos, $\beta$ -bloqueadores y estimulantes	Desechos domésticos Efluentes de hospitales Escorrentía de OACA y acuacultura
Cuidado personal	Fragancias, desinfectantes, filtros UV y repelentes de insectos	Desechos domésticos
Hormonas esteroideas	Estrógenos	Desechos domésticos Escorrentía de OACA y acuacultura
Surfactantes	Surfactantes no-iónicos	Desechos domésticos Desechos industriales
Químicos industriales	Plastificantes y retardadores de fuego	Desechos domésticos (lixiviación de material)
Plaguicidas	Insecticidas organoclorados, y organofosfatados, herbicidas y fungicidas	Desechos domésticos (Escorrentía de jardines, caminos y césped, etc.) Escorrentía agrícola

AINES: Fármacos anti-inflamatorios no esteroidéos; OACA: operaciones de alimento concentrado para animal.

Luo y cols. (2014)

**Cuadro 7.** Límites máximos permisibles para metales en agua

<b>Metal (mg/L)</b>	<b>Embalses naturales y artificiales</b>			
	<b>Uso en riego agrícola</b>		<b>Uso público urbano</b>	
	<b>P.M.</b>	<b>P.D.</b>	<b>P.M.</b>	<b>P.D.</b>
Arsénico	0.2	0.4	0.1	0.2
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2
Cianuros	2	3.0	1.0	2.0
Cobre	4	6.0	4	6.0
Cromo	1	1.5	0.5	1.0
Mercurio	0.01	0.02	0.005	0.01
Níquel	2	4	2	4
Plomo	0.5	1	0.2	0.4
Zinc	10	20	10	20

P.M: Promedio mensual; P.D.: Promedio diario

NOM-001-ECOL-1996

## **d Microbiológicos**

El control y análisis de la calidad microbiológica del agua es con el objeto de proteger el medio ambiente y la salud de la población. El uso de indicadores microbiológicos como el grupo de coliformes ha sido justificado debido a la dificultad de cuantificar patógenos (CE-CCA-001/89, 1989; NOM-001-ECOL-1996; NOM-003-ECOL-1997; Haas y cols., 1999). La normatividad nacional toma como indicador microbiológico del agua límites permisibles de coliformes fecales (1,000 NMP/100 mL) y los huevos de helmintos (5 h/L) por litro de agua. (NOM-001-ECOL-1996; NOM-003-ECOL-1997; NMX-AA-113-SCFI-1999;).

Complementariamente pueden emplearse otros grupos de microorganismos como indicadores, incluyendo *E. coli* y *Enterococcus* para el monitoreo de la seguridad del uso recreacional del agua. La selección del indicador microbiológico radica en su asociación con la adquisición de enfermedades gastrointestinales y de la naturaleza del agua. *E. coli* es el microorganismo indicador fecal más específico, y *Enterococcus* es el mejor emulador del comportamiento de microorganismos patógenos de origen marino. El cumplimiento del protocolo consiste en no exceder 126 NMP 100/mL de *E. coli* en agua fresca y 35 NMP/mL de *Enterococcus* en agua marina (U.S. EPA, 1986).

### **1) Coliformes totales y fecales**

En México, la legislación se basa en el grupo de coliformes fecales como indicadores de contaminación microbiológica del agua de descarga en bienes nacionales, aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público y de

acuerdo a diversos usos en actividades domésticas, económicas y recreativas con el objeto de proteger el medio ambiente y la salud de la población. Los límites máximos permisibles de coliformes fecales en efluentes vertidos en cuerpos receptores nacionales son de 1000 y 2000 NMP/100 mL, mensual y diario, respectivamente (CE-CCA-001/89, 1989; NOM-001-ECOL-1996; NOM-003-ECOL-1997).

Paralelamente, la NOM-003-ECOL-1997 establece los límites máximos permisibles de coliformes fecales para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público, con un promedio máximo permisible de 240 NMP/100 mL para contacto directo y de 1000 NMP 100/mL para contacto indirecto u ocasional.

## **2) *Escherichia coli* y Enterococos fecales**

Estreptococcus fecales raramente se multiplican en el medio ambiente, son más persistentes en ambientes acuáticos y en suelos contaminados que *E. coli*. Son importantes en situaciones donde se sabe que hay contaminación fecal y no se detectan coliformes (U. S. EPA, 2002). *Enterococcus* tienen una relación directa con las enfermedades asociadas a la natación en ambientes de agua marina y agua dulce (Arcos y cols., 2005).

Para proteger la salud humana, la U. S. EPA recomienda el uso de *E. coli* y *Enterococcus* como sustitutos para la evaluación y el monitoreo de la calidad del agua debido a su correlación con la presencia de patógenos fecales (U. S. EPA, 1986). Mundialmente, la contaminación microbiana es evaluada de forma rutinaria utilizando concentraciones de bacterias indicadoras fecales (BIF) que incluyen principalmente *E.*

*coli* y *Enterococcus* como proxies para organismos patógenos en aguas superficiales (Boehm y cols., 2018). La U. S. EPA ha estimado que densidades promedio superiores a 235 y 75 UFC/mL de *E. coli* y *Enterococcus*, respectivamente, pueden provocar enfermedades gastrointestinales entre los nadadores (36 casos/1000 usuarios) (U. S. EPA, 2012). En México, no se consideran estos grupos bacterianos en la normatividad de calidad del agua superficial. Una síntesis de datos disponibles de microorganismos patógenos transmitidos por el agua y BIF facilitaría el modelado de la proporción relevante de estos organismos en aguas superficiales nacionales (Soller y cols., 2010; Soller y cols., 2014; Boehm y cols., 2018).

En Sinaloa, existe evidencia de aislamiento de microorganismos patógenos fecales en aguas superficiales (**Cuadro 8**) originados por diferentes fuentes. La contaminación fecal causada por animales de traspatio involucra un importante riesgo sanitario en aguas superficiales debido a la abundancia de *Enterococcus* y coliformes fecales (Fernández y cols., 2002). La identificación de la especie es un indicativo de la fuente de contaminación (humanos y/o animales) (Haugland y cols., 2012).

**Cuadro 8.** Reportes de detección de microorganismos patógenos en aguas del valle de Culiacán, Sinaloa, México

<b>Referencia</b>	<b>Año</b>	<b>Fuente</b>	<b>Detección</b>	<b>Técnica</b>
López y cols.	2009	Canal	<i>Salmonella</i>	PCR
			<i>E. coli</i>	RA
Hernández-Morga y cols.	2009	Canal	<i>Hepatitis A</i>	RT-PCR
			<i>Norovirus</i>	Secuenciación de ARN
Jiménez y cols.	2011	Río	<i>Salmonella</i>	Serotipificación RA
				PFGE
Estrada y cols.	2014	Canal	<i>Salmonella</i>	PCR
				PFGE

PCR: Reacción en cadena de la polimerasa

PFGE: Electroforesis en gel y campos pulsados

RA: Resistencia antimicrobiana

RT-PCR: Reacción en cadena de la polimerasa - retrotranscriptasa

## **D ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA (ICA)**

Con la finalidad del monitoreo de la sanidad, la valoración de la calidad del agua es una práctica que define su uso potencial en las actividades humanas, fundamentada en diversos parámetros físicos, químicos y microbiológicos (Sarkar & Abbasi, 2006).

En términos de calidad y seguridad, en las últimas décadas, el desarrollo de ICA's basados en funciones agregativas, permite agrupar y ponderar parámetros para definir un nivel de calidad/contaminación, y el potencial uso del agua evaluada (Sarkar & Abbasi, 2006). Internacionalmente, los ICA's "Canadian Council of Ministers of Environment", "National Sanitation Foundation", "Oregon", "Overall Index of Pollution" y el "Índice of Ved Prakash", son algunos de los principales modelos matemáticos empleados para determinar el nivel de contaminación de diferentes recursos hídricos (Bharti & Katyal, 2011).

En México, la calidad sanitaria y ecológica del agua está regulada por la NOM-001-ECOL-1996 y CE-CCA-001/89. Recientemente, Rubio y cols. (2016) desarrollaron ICA's para categorizar el nivel de contaminación y seguridad recreacional en ecosistemas acuáticos, los cuales sólo se han empleado en los recursos hídricos del estado de Chihuahua.

En Sinaloa, la calidad del agua presenta un interés especial debido a la intensificación de las actividades del sector primario. Se han realizado estudios de monitoreo en los ríos El Fuerte, Culiacán y Sinaloa para la determinación de al menos un parámetro de calidad refiriendo nutrientes, metales pesados, así como de algunos contaminantes microbiológicos. Sin embargo, se requiere ampliar la caracterización y



categorización de los parámetros de calidad de diversos recursos hídricos de Sinaloa que constituyen la fuente para el desarrollo de actividades antropogénicas (Jiménez & Chaidez, 2012; Rodríguez y cols., 2016; Ruiz-Luna y cols., 2017).

En la literatura, se puede identificar estudios epidemiológicos clave que proporcionan datos convincentes con los cuales evaluar cuantitativamente la relación entre los datos de calidad del agua (organismo de índice) y el riesgo adverso para la salud (OMS, 2003).

## **E EVALUACIÓN CUANTITATIVA DEL RIESGO MICROBIANO (ECRM)**

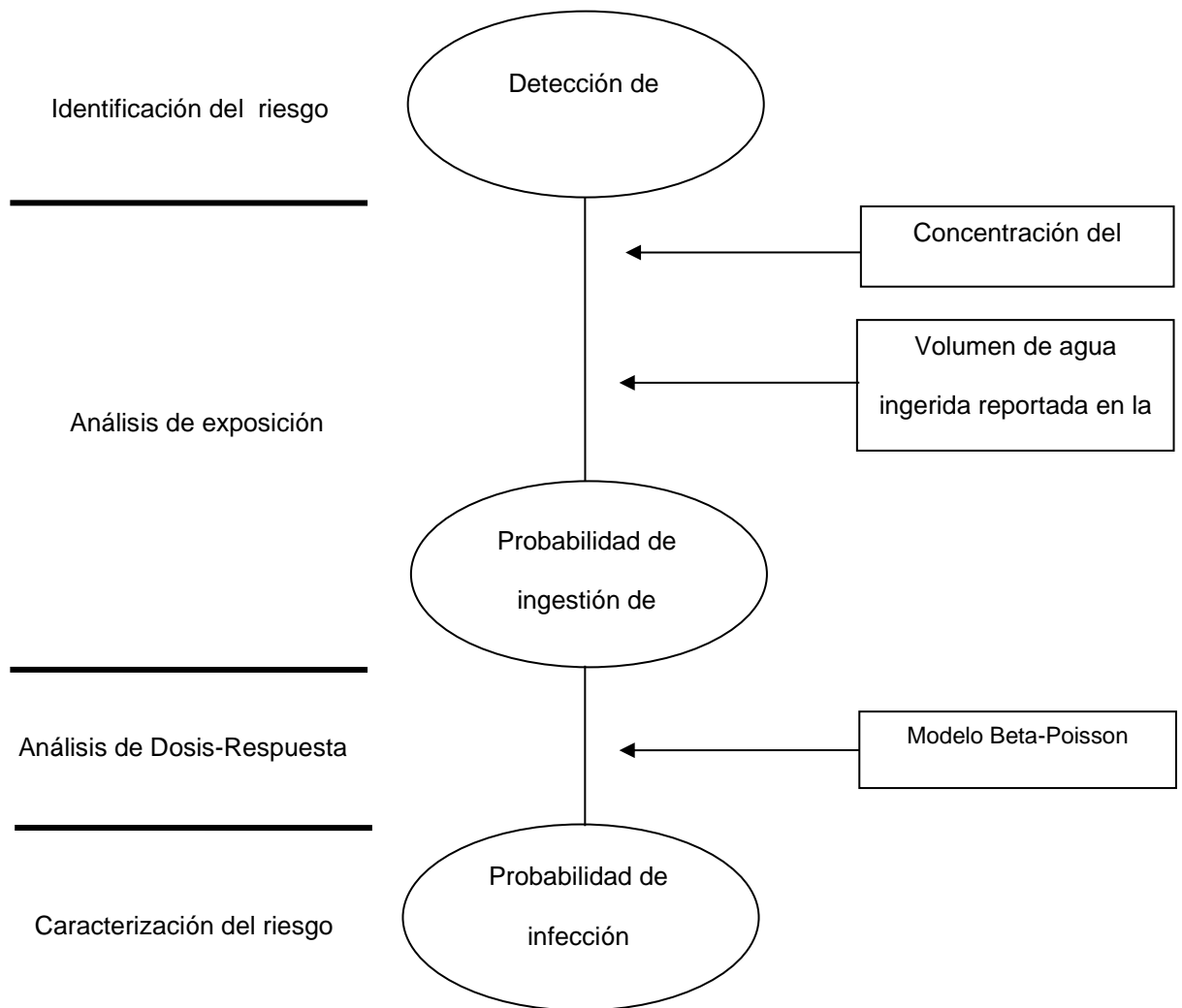
La presencia de bacterias indicadoras fecales (BIF) en escorrentía o efluentes contaminados de aguas recreativas se relaciona cuantitativamente con el riesgo de enfermedades gastrointestinales (Boehm y cols., 2018). Estudios epidemiológicos han demostrado correlaciones positivas entre los riesgos de salud elevados para bañistas y la concentración de BIF en ambientes marinos y de agua dulce contaminados (Kay y cols., 1994). Se han relacionado cuantitativamente las enfermedades gastrointestinales, como resultado más adverso para la salud humana frecuentemente asociado con la exposición y la concentración de BIF en las aguas recreativas (OMS, 2003; Tseng & Jiang, 2012).

La sanidad del agua, alimentos y superficies ha sido analizada por modelos de Estimación del Cuantitativa del Riesgo Microbiano (ECRM) para estimar las consecuencias de la exposición a microorganismos infecciosos mediante la predicción de tasas de infección o enfermedad dadas por las densidades de patógenos

particulares, tasas supuestas de ingestión y modelos de dosis-respuesta apropiados para la población expuesta en los diversos uso del agua (**Fig. 1**) (OMS, 2003; Boehm y cols., 2018). El objetivo es obtener y utilizar la información (relación Dosis-Respuesta, magnitudes de exposición, etc.) disponible para comprender la naturaleza del efecto potencial a la exposición microbiana y desarrollar estrategias de mitigación, control o defensa a dicha exposición (Haas y cols., 1999).

Se ha encontrado que las BIF (grupo coliforme) en el agua indican la posible presencia de contaminación por patógenos entéricos. Permitiendo que la prueba de ECRM de coliformes sea utilizada como indicador de riesgo en la calidad del agua (Hass y cols., 1999).

La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos de America (U S. EPA) sugiere el uso de la ECRM como herramienta integral para establecer estándares de calidad para cada tipo de agua en particular. Este método puede utilizarse para establecer umbrales de calidad del agua basados en el riesgo a los BIF asociados al contacto directo e indirecto con los humanos. La elección del modelo y las decisiones para definir el umbral se pueden ajustar según la legislación de cada país (Boehm y cols., 2018).



**Figura 1.** Esquema del marco modelo de la evaluación cuantitativa del riesgo microbiano

Adaptado de Dickinson y cols. (2013)

En actividades recreativas, se estima el riesgo en un cuerpo de agua contaminado por alguna fuente para determinar si las densidades medias de BIF se encuentran dentro de los criterios recomendados por la U. S. EPA, aguas marinas (35 UFC 100/mL) y dulce (126 UFC 100/mL) para *Enterococcus* y *E. coli*, respectivamente (Soller y cols., 2010). Los estudios epidemiológicos indican que estas densidades de BIF pueden causar tasas de enfermedades gastrointestinales de 0.01-0.02 (1-2 enfermedades por cada cien eventos recreativos) para las aguas impactadas por el efluente tratado (U.S. EPA, 1986).

En EUA, los niveles aceptables de riesgo de enfermedad gastrointestinal por exposición al agua recreativa marina por evento se establecen en  $1.9 \times 10^{-2}$  (o 2 casos por 100 nadadores), con un nivel de referencia de 35 UFC/100 mL para *Enterococcus*. Esto difiere de los criterios de agua dulce que tiene como nivel aceptable de 35 UFC 100/mL para *Enterococcus* y 126 UFC 100/mL para *E. coli*, lo que genera un riesgo de  $8 \times 10^{-3}$  (Shibata & Solo-Gabriele, 2012).

## **1 Identificación de riesgo**

El entendimiento y descripción de los riesgos microbiológicos asociados a la salud humana involucran rutas específicas de transmisión de agentes microbianos, como agua, alimentos y vectores (Haas y cols., 1999). Esta etapa se asocia a cualquier riesgo particular, incluidos los patógenos, y su descripción de los efectos agudos y crónicos sobre la salud humana (toxicidad, carcinogenicidad, mutagenicidad, toxicidad para el desarrollo, toxicidad para la reproducción y neurotoxicidad) (OMS, 2003).

La identificación de riesgos en patógenos es complicada porque son posibles varios resultados, desde una infección (asintomática hasta la muerte) que dependen de la interacción compleja entre el agente patógeno (naturaleza: tipo y cepa del microorganismo, así como su capacidad para provocar una respuesta inmune) y el huésped (características: inmunidad preexistente, la edad, la nutrición, la capacidad de desarrollar una respuesta inmune y otros factores del huésped no específicos). En el **Cuadro 9** se ejemplifica la letalidad por patógenos entéricos en asilos de ancianos frente a la población general (Gerba, 2015).

**Cuadro 9.** Letalidad por patógenos entéricos en ancianos frente a la población general

<b>Microorganismo patógeno</b>	<b>Fatalidad de casos (%) en población general</b>	<b>Fatalidad de casos (%) en asilos de ancianos</b>
<i>Campylobacter jejuni</i>	0.1	1.1
<i>Escherichia coli</i> O157:H7	0.2	11.8
<i>Salmonella</i>	0.1	3.8
<i>Rotavirus</i>	0.01	1.0

Gerba (2015)

## 2 Análisis de exposición

El escenario de exposición es una descripción de cómo una persona está expuesta a un peligro. Un escenario de exposición más formal proporciona detalles adicionales sobre el rango de exposiciones que se consideran en la evaluación de riesgos. Los elementos que deben considerarse para la evaluación de la exposición se utilizan para definir el alcance del escenario de exposición se presentan en el **Cuadro 10** (U. S. EPA, 2014).

El propósito es estimar la ausencia, presencia (promedio) y la distribución de microorganismos que corresponden a una o múltiples exposiciones (Dosis). El punto de partida es la dosis esperada y su distribución. La dosis esperada sería la dosis media entre todos los expuestos, y la distribución de la dosis sería la probabilidad de distribución de la dosis (organismo/exposición). Por lo tanto, el problema de determinar la exposición se puede dividir en determinar la concentración de microorganismos en un medio (agua, aire, alimentos) y la cantidad de consumo del medio. Si  $\mu$  es la concentración y  $m$  es la concentración por exposición, y  $(\bar{d})$  la dosis esperada dada por Ecuación 1 (Haas y cols., 1999):

$$\bar{d} = E(\mu m) \dots \dots \dots (1)$$

La base de la ocurrencia de la distribución de los microorganismos es medida por la distribución Poisson, si los organismos están distribuidos aleatoriamente en un volumen, y la probabilidad de que la muestra contenga N organismos (incluyendo N=0) (Ecuación 2) (Haas y cols., 1999).

$$P(x = N) = \frac{(\bar{\mu}V)^N}{N!} \exp(-\bar{\mu}V) \dots \dots \dots (2)$$

Donde  $\bar{\mu}$  es la densidad media, una vez que la media de la densidad es conocida, la distribución está definida. En particular, el número promedio de microorganismos esperado ser encontrado en un conjunto de cada volumen  $V$  de muestra es igual a  $\bar{\mu}V$ , y la varianza en el número de organismos entre réplicas de igual volumen es también igual a  $\bar{\mu}V$  (Hass y cols., 1999).

Para determinar la dosis es necesario estimar su tasa de ingesta, la naturaleza de la población expuesta y la ruta, cantidad y frecuencia de la exposición (Gerba 2015; OMS, 2003).



**Cuadro 10.** Elementos de evaluación para un análisis de exposición

<b>Elemento</b>	<b>Descripción</b>
Identificación de los medios	Se refiere a las fuentes de agua a evaluación. Se consideran exposiciones relacionadas con el agua, tales como a las aguas superficiales utilizadas como fuente de agua potable de sistemas filtrados y sistemas sin filtrar.
Rutas	La principal vía de exposición es la ingestión. Puede incluir otras vías de como la inhalación y el contacto dérmico a través de la piel intacta o cortes y rasguños abiertos.
Unidades	La "dosis", es un número de patógenos de exposición de una persona o población. Se consideran términos de magnitud (UFC/L, UFP/L, etc.), duración y/o frecuencia, podrían ser 2 L/día durante 360 días.
Naturaleza temporal	Incluye duración (exposición por evento o múltiple, por ejemplo, natación, porción de alimentos, o agua potable consumida durante un día) y frecuencia (una vez, o eventos compuestos durante un año o toda la vida.).
Naturaleza espacial	La exposición para patógenos transmitidos por el agua se sugiere en el uso designado por la legislación. Por ejemplo, la exposición durante la recreación (natación, surf, etc.), agua potable (se limita al área o volumen de suministro público de agua).
Comportamiento de la población	Se define por su susceptibilidad (factores intrínsecos como el estado inmunológico o factores relacionados) o por comportamientos (factores extrínsecos que provocan alta exposición por ejemplo, salvavidas, surfistas, tri-atletas, otros nadadores competitivos versus bañistas casuales).

U. S. EPA (2014)

Para evaluar las tasas de exposición a través de diferentes vías, se considera estimar la exposición a un microorganismo a través del agua, primero se determina el consumo promedio diario de esa agua. La ingesta de agua potable cambia significativamente con la edad, el peso corporal, la dieta y el clima. Debido a la variabilidad de estos factores, la U. S. EPA ha sugerido valores de exposición muy conservadores que se pueden usar al evaluar contaminantes en el agua potable, vegetales, suelo y otros (Gerba, 2015) (**Cuadro 11**).

Para exposiciones recreativas, el período de tiempo asociado con una exposición puede ser por día/horas dedicadas al agua. Pueden calcularse estimaciones del volumen de agua incidentalmente ingerida durante un período de tiempo dado (por ejemplo, 50 mL/hora). Para el agua potable, la unidad de tiempo de exposición suele ser por día, por ejemplo, 3 L por persona-día. Para los mariscos, la unidad de exposición asociada puede ser una comida o porción, la cantidad o el peso de mariscos consumidos por comida (U. S. EPA, 2014).

**Cuadro 11.** Factores estándar de exposición predeterminados por la U. S. EPA

<b>Fuente</b>	<b>Ruta de exposición</b>	<b>Consumo diario</b>	<b>Frecuencia de exposición (Días/año)</b>	<b>Duración de la exposición (Años)</b>
Residencial	Ingestión de agua potable	2 L/día	350	30
	Ingestión de sólidos y polvo	200 mg (niño)	350	6
		100 mg (adulto)		24
	Inhalación de contaminantes	20 m <sup>3</sup> (total)	350	30
15 m <sup>3</sup> (interior)				
Industrial y comercial	Ingestión de agua potable	1 L	350	25
	Ingestión de sólidos y polvo	50 mg	350	25
	Inhalación de contaminantes	20 m <sup>3</sup> (día de trabajo)	350	25
Agrícola	Consumo de cosecha doméstica	42 g (frutas)	350	30
		80 g (vegetales)		
Recreacional	Consumo de pesca local	54 g	350	30

Gerba (2015)

### 3 Análisis dosis-respuesta

El objetivo es caracterizar una relación entre el nivel de exposición microbiana y la probabilidad de ocurrencia de una consecuencia adversa en la salud. Este paso inicia ajustando los datos a una distribución. Los modelos más utilizados en el marco de mecanismo de relación de Dosis-Respuesta de microorganismos patógenos son Exponencial y Beta-Poisson (Haas y cols., 1999; OMS, 2003).

El modelo exponencial es un modelo simple formulado asumiendo que la distribución del organismo entre dosis es aleatoria. Cada microorganismo es independiente y tiene la probabilidad idéntica de sobrevivir. Mientras que el Beta-Poisson, asume constancia de la probabilidad de sobrevivencia del patógeno en el hospedero. Los hospederos presentan variación en la tasa de éxito de infección debido a la respuesta del huésped o del patógeno. Existen parámetros para estos modelos previamente establecidos, analizados y reportados para microorganismos patógenos en particular (**Cuadro 12**) (Hass y cols., 1999)

El modelo Dosis-Respuesta es una función matemática que toma como un argumento una medida de dosis, dando la probabilidad de un efecto adverso, el cual puede ser reportado entre 0 (no efecto) y 1 (estado completo de adversidad) y la evaluación de su validez (Haas y cols., 1999).

#### **4 Caracterización del riesgo**

En este paso, se integra la información de la exposición, dosis-respuesta e identificación de peligros para estimar la magnitud del problema de salud pública y evaluar la variabilidad y la incertidumbre (OMS, 2003). Una decisión tomada en marco de los resultados de la estimación del riesgo se lleva en función de la problemática. Estos resultados pueden ser relevantes para estimar el riesgo de infección para una persona típica, el número de enfermedades en una comunidad, los límites de confianza superior al número de enfermedades supuestas y altamente expuestas, así como el número máximo de enfermedades que existen en una comunidad en un momento dado (Hass y cols., 1999).

**Cuadro 12.** Parámetros de dosis-respuesta de mejor ajuste de modelo para estudios de ingestión de patógenos entéricos

<b>Microorganismo</b>	<b>Mejor ajuste</b>	<b>Parámetros del modelo</b>
Echovirus 12	Beta-Poisson	$\alpha = 0.374$ $\beta = 186,69$
Rotavirus	Beta-Poisson	$\alpha = 0.26$ $\beta = 0.42$
Poliovirus 1	Exponencial	$r = 0.009102$
Poliovirus 1	Beta-Poisson	$\alpha = 0.1097$ $\beta = 1524$
Poliovirus 3	Beta -Poisson	$\alpha = 0.409$ $\beta = 0.788$
<i>Cryptosporidium</i>	Exponencial	$r = 0.004191$
<i>Giardia lamblia</i>	Exponencial	$r = 0.02$
<i>Salmonella</i>	Exponencial	$r = 0.00752$
<i>Escherichia coli</i>	Beta-Poisson	$\alpha = 0.1705$ $\beta = 1.61 \times 10^{-6}$

Gerba (2015)

#### IV JUSTIFICACIÓN

el crecimiento demográfico, la urbanización y el aumento de las diversas actividades económicas de la región, ha tenido como consecuencia el incremento en la generación de desechos residuales y descargas al medio ambiente. Estos desechos, se incorporan al ecosistema mediante arrastres pluviales, vertimientos intencionados y descargas inseguras de aguas residuales municipales sin tratamiento o con alguno deficiente, que en conjunto con los cambios climáticos impactan negativamente la disponibilidad y la calidad del recurso hídrico con efecto residual. La contaminación de los ecosistemas acuáticos se encuentra vinculada con agentes químicos y biológicos en concentraciones superiores a los límites máximos permisibles establecidos por las entidades reguladoras. La presencia y prevalencia de dichos agentes impacta negativamente en las actividades económicas de la región ocasionando pérdidas millonarias, y la diseminación de microorganismos patógenos causantes de enfermedades infecciosas así como la degradación del ecosistema acuático. El desarrollo de los índices de calidad del agua para la determinación del comportamiento de las poblaciones microbianas en función de las condiciones fisicoquímicas de las distintas fuentes de agua de la región Centro-Norte de Sinaloa, lo que evidencia el efecto de la actividad en el entorno y permite identificar y establecer medidas de prevención y control. Así mismo, la caracterización de indicadores microbiológicos permite determinar el riesgo sanitario según su uso, y estimar el riesgo de infección por exposición al agua en Sinaloa. La seguridad del agua presenta un interés especial debido a que constituye una fuente importante para el desarrollo de actividades económicas y recreativas de la región.

## **V HIPÓTESIS**

Los recursos hídricos de la región Centro-Norte de Sinaloa se categorizan como fuentes de uso indóneo para el sector primario con base a su calidad fisicoquímica y microbiológica.



## **VI OBJETIVOS**

### **A OBJETIVO GENERAL**

Evaluar el impacto de los contaminantes químicos y microbiológicos de las fuentes de agua de la región Centro-Norte de Sinaloa.

### **B. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Determinar la presencia de los contaminantes químicos y microbiológicos de los recursos hídricos de la región Centro-Norte de Sinaloa.

Determinar el impacto de los contaminantes químicos y microbiológicos de los recursos hídricos de la región Centro-Norte de Sinaloa en la zona costera.

Determinar el riesgo microbiológico de los recursos hídricos de la región Centro-Norte de Sinaloa al practicar actividades recreativas.

## VII MATERIALES Y MÉTODOS

### A TIPO DE ESTUDIO

Se realizó un estudio transversal, descriptivo y cuantitativo durante mayo de 2017.

### B DESCRIPCIÓN Y LOCALIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

En este estudio, se incluyeron drenes, ríos, bahías y esteros ubicados en la región centro-norte en el Estado de Sinaloa, al Noroeste de la República mexicana. Los sitios seleccionados son representativos de los distritos de riego 010, 074 y 075, comprendiendo una zona que incluye porciones geográficas de los municipios de Ahome, Angostura, Culiacán, Guasave y Navolato. Las muestras de agua de río y dren se recolectaron punto corriente arriba (naturaleza fresca) y desembocadura en la zona costera para causes (naturaleza salada); excepto los drenes Los Mochis y Capomitos, cuyas muestras son de naturaleza fresca debido a que convergen con otros drenes. Se recolectaron 40 muestras simples de agua, comprendiendo drenes (n= 26), ríos (n= 8), bahías (n= 3) y esteros (n= 3) (**Cuadro 13**). La ubicación geográfica de los sitios de estudio se muestra en el **Cuadro 14**. Los puntos de muestreo se seleccionaron según el cumplimiento de cinco criterios: (i) ser receptores de descargas de aguas residuales, (ii) presentar poblados y/o actividades económicas aledañas, (iii) presentar contaminación visual, (iv) ser de fácil acceso, y (v) descargar caudal en costa.

## **C RECOLECCIÓN DE MUESTRA**

De cada punto, se recolectó una muestra de agua superficial bajo 30 cm de profundidad debidamente identificadas (nombre del colector, fecha, hora y sitio de colección), los cuales fueron trasladados a en cajas refrigeradas (4 °C) al Laboratorio de Investigación y Diagnóstico Microbiológico de la Universidad Autónoma de Sinaloa para su análisis en un periodo no mayor a 24 h. El tamaño de la muestra y su preservación se presentan en el **Cuadro 15**.

**Cuadro 13.** Número de recolección de muestras por campaña

<b>Tipo</b>	<b>Naturaleza fresca</b>	<b>Naturaleza salada</b>	<b>Total</b>
Estero	NA	3	3
Bahía	NA	3	3
Drenes	14	12	26
Río	4	4	8
Total			40

NA. No aplica

**Cuadro 14.** Ubicación de los sitios de muestreo según la naturaleza del agua

Fuente de agua	Coordenadas de ubicación (N/O)	
	Fresca	Salada
Bahía Jitzamury	NA	26°09'42.09"/109°16'45.09"
Río Fuerte	25°56'32.03"/109°16'01.06"	25°49'46.76"/109°25'3.97"
Dren Juárez	25°42'58.61"/109°07'19.74"	25°42'12.0"/109°08'47.77"
Dren Los Mochis	25°39'37.8"/109°02'31.2"	NA
Dren Mochicahui	25°39'30.38"/109°02'6.23"	25°38'25.26"/109°2'9.84"
Dren Navobampo	25°34'54.8"/108°48'10.1"	25°32'52.87"/108°47'53.92"
Estero la Pitahaya	NA	25°18'32.70"/108°32'5.15"
Río Sinaloa	25°22'20.0"/108°25'25.5"	25°17'03.1"/108°29'42.1"
Dren Colector Guasave	25°23'03.6"/108°34'34.0"	25°22'43.3"/108°37'44.0"
Dren San Rafael	25°21'58.6"/108°20'38.8"	25°19'05.0"/108°21'57.5"
Río Évora	25°13'46.01"/108°11'26.7"	25°10'45'.22"/108°14'21.52"
Dren Playón	25°13'14.4"/108°09'22.3"	25°10'09.4"/108°13'03.7"
Bahía Sta. María	NA	25°11'17.1"/108°11'35.7"
Dren Colector Reforma	25°07'01.0"/108°04'13.6"	25°04'41.6"/108°04'30.9"
Dren Palmitas	25°04'18.9"/107°58'49.0'	24°59'31.6"/108°00'38.4"
Dren Margen Derecha	24°52'12.4"/107°48'50.5"	24°52'08.0"/107°59'06.0"
Dren Caimanero	24°34'27.0"/107°36'45.0"	24°30'08.22"/107°38'10.94"
Bahía Sta. María 2	NA	24°46'14.0"/107°56'15.67"
Río Culiacán	24°37'43.1"/107°39'39.2"	24°29'39.01"/107°43'58.5"
Dren Chiricahueto	24°35'57.6"/107°29'02.98"	24°31'40.75"/107°32'12.20"
Dren Capomitos	24°34'21.7"/107°27'46.0"	NA
Dren Higueras	24°25'08.3"/107°24'12.3"	24°23'36.5"/107°28'31.77"
Estero Evanito	NA	24°19'51.1"/107°29'07.8"
Estero Palancas	NA	24°24'30.3"/107°28'38.44"

NA: No aplica.

**Cuadro 15.** Especificaciones de tamaño y preservación de las muestras

<b>Determinación</b>	<b>Envase</b>	<b>Volumen (mL)</b>	<b>Preservación</b>
DBO5	Vidrio (Winker)	300	4 - 10°C
DQO	Plástico	500	4 - 10°C
NO <sub>3</sub> y NO <sub>2</sub>	Plástico	500	4 - 10°C/Oscuridad
P y PO <sub>4</sub>	Plástico	500	4 - 10°C
Metales	Plástico	1000	1 mL HNO <sub>3</sub> /100 mL
Plaguicidas	Vidrio (Ambar)	1000	4 - 10°C
Microorganismo	Plástico	20 000	4 - 10°C

## D EVALUACIÓN DE PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS

El panel de calidad fisicoquímica se conformó de 33 variables distribuidas en fisicoquímicos (n= 10), nutrientes (n= 4), metales pesados (n= 8) y plaguicidas (n= 10) (**Cuadro 16**). Se reportó el promedio de los valores obtenidos en cada parámetro. En las muestras de agua de naturaleza salada se omitieron SS, DBO y DQO, por su interferencia con los reactivos empleados en la prueba).

Adicionalmente, se determinaron In situ ciertos parámetros fisicoquímicos como conductividad eléctrica (CE), oxígeno disuelto (OD), pH, SDT (sólidos disueltos totales), SST (sólidos suspendidos totales), temperatura (°C), y turbiedad (Turb) utilizando los analizadores paramétricos HQ40d-HACH y HI9829-HANNA. Estas determinaciones se realizarán introduciendo la sonda del medidor multiparámetro a 30 cm por debajo de la superficie del agua (**Cuadro 17**). Cada medición se realizó por triplicado y se reportó el promedio de los valores obtenidos.

Los parámetros fisicoquímicos como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos suspendidos (SS) se cuantificaron según las metodologías propuestas por las Normas Mexicanas (**Cuadro 18**).

En relación a los nutrientes, se consideraron nitratos, nitritos, fósforo y ortofosfato ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NO}_2$ , P y  $\text{PO}_4$ ); los metales pesados, arsénico, cadmio, cobre, cromo, mercurio, níquel, plomo y zinc ( $\text{As}^+$ ,  $\text{Cd}^{+2}$ ,  $\text{Cu}^{+2}$ ,  $\text{Cr}^{+3}$ ,  $\text{Hg}^{+2}$ ,  $\text{Ni}^{+3}$ ,  $\text{Pb}^{+2}$  y  $\text{Zn}^{+2}$ ), se analizaron por los métodos descritos por las Normas Mexicanas (**Cuadro 18**).

Para plaguicidas (Diazinon, Darbofenothion, Chlorpyrifos, Dimetoate, Parathion, Endosulfan, p.p-ddt, Chlorothalonil, Methoxychlor y Myclobutanil), la muestra se colectó a contracorriente a una profundidad intermedia entre la superficie y el fondo del lecho según lo estipulado en la guía de toma de muestras para residuos de plaguicidas por Mejías y Jerez (2006) y se evaluaron según el método establecido por U. S. EPA 507, 1995 y U. S. EPA 508, 1995 (**Cuadro 18**).



**Cuadro 16.** Parámetros analizados por naturaleza de la muestra

Categoría	Parámetro	Abrev	*Fresca (n=23)	*Salada (n=20)
Fisicoquímicos (10)	pH	NA		
	Temperatura (°C)	T		
	Conductividad eléctrica (µS/cm)	CE		
	Turbiedad (FNU)	Turb		
	Oxígeno disuelto (mg/L)	OD		
	Sólidos suspendidos totales (mg/L)	SST		
	Sólidos disueltos totales (mg/L)	SDT		
	Sólidos sedimentables (mg/L)	SS		
	Demanda bioquímica de oxígeno (mg/L)	DBO		
	Demanda química de oxígeno (mg/L)	DQO		
Nutrientes (4)	Nitrato (mg/L)	NO <sub>3</sub>		
	Nitrito (mg/L)	NO <sub>2</sub>		
	Ortofosfato (mg/L)	PO <sub>4</sub>		
	Fósforo (mg/L)	P		
Metales (8)	Arsénico (mg/L)	As		
	Cadmio (mg/L)	Cd		
	Cobre (mg/L)	Cu		
	Cromo (mg/L)	Cr		
	Mercurio (mg/L)	Hg		
	Níquel (mg/L)	Ni		
	Plomo (mg/L)	Pb		
	Zinc (mg/L)	Zn		
Plaguicidas (10)	Diazinon (µg/L)	NA		
	Darbofenothion (µg/L)	NA		
	Chlorpyrifos (µg/L)	NA		
	Dimetoate (µg/L)	NA		
	Parathion (µg/L)	NA		
	Endosulfan (µg/L)	NA		
	p.p-ddt (diclorodifeniltricloroetano) (µg/L)	NA		
	Chlorothalonil (µg/L)	NA		
	Methoxychlor (µg/L)	NA		
	Myclobutanil (µg/L)	NA		
Microbiológicos (2)	Coliformes fecales (NMP/100 mL)	CF		
	<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	NA		

Abrev: Abreviatura; NA - No Aplica

**Cuadro 17.** Determinación de parámetros realizados *in situ*

<b>Parámetro</b>	<b>Unidad</b>
OD	mg/L
SDT	mg/L
T	°C
pH	No aplica
SST	mg/L
Turbiedad	FNU
CE	μS/cm

**Cuadro 18.** Métodos de medición de parámetros fisicoquímicos, nutrientes, metales y plaguicidas realizados de acuerdo a la normatividad mexicana

Parámetro	Método	Unidades	Metodología
DBO5	Electrodo de membrana	mg/L	NMX-AA-028-SCFI-2001
DQO	Digestión/Espectrofotometría	mg/L	NMX-AA-030/2-SCFI-2011
SS	Gravimetría	mg/L	NMX-AA-004-SCFI-2013
NO <sub>3</sub>	Espectrofotometría	mg/L	NMX-AA-079-SCFI-2001
NO <sub>2</sub>	Espectrofotometría	mg/L	NMX-AA-154-SCFI-2011
P/ PO <sub>4</sub>	Espectrofotometría	mg/L	NMX-AA-029-SCFI-2001
Metales	Espectrofotometría de absorción atómica	mg/L	NMX-AA-051-SCFI-2001
Plaguicidas	Cromatografía	mg/L	U. S. EPA 507, 1995/ U. S. EPA 508, 1995

## E EVALUACIÓN DE PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS

El panel microbiológico se conformó de 2 de indicadores microbiológicos, coliformes fecales y *E. coli*. La cuantificación se llevó bajo las indicaciones de la NOM-210-SSA1-2014 (**Cuadro 16**). Se reportó el promedio de los valores obtenidos para cada medición.

### 1 Número más probable (NMP)

Pruebas presuntivas. Mezclar perfectamente la muestra agitándola vigorosamente para lograr una distribución uniforme de los microorganismos y, dependiendo de la naturaleza del agua, hacer las diluciones necesarias en esta etapa.

Se realizaron diluciones en tres series de cinco tubos, transfiriendo 10 mL, 1 mL y 0.1 mL del volumen de la muestra en tubos conteniendo 10 mL de caldo lauril sultato de sodio (CLSS) y campanas de Durham (invertidas). Se sometieron a incubación a  $35 \pm 2^\circ\text{C}$  durante 24-48 h. Después del periodo de incubación, se examinaron los cultivos para determinar el resultado de la prueba

Aquellos tubos que mostraron turbidez (crecimiento bacteriano), formación de gas en los tubos internos invertidos (Durham). Producción de ácido (viraje del color del medio) se consideraron tubos positivos para la prueba. Mientras que los tubos sin estas características se descartaron.

Prueba confirmativa, de los tubos CLSS considerados positivos se transfirieron 2-3 asadas del cultivo a tubos que contenían 10 mL de caldo de bilis verde brillante

(CBVB) y tubos con 10 mL de caldo EC, ambos con campana Durham invertida. Los tubos de CBVB y tubos EC se agitaron suavemente para su homogenización y se incubaron durante 24-48 h a  $35 \pm 2$  °C y  $44.5 \pm 0.1$  °C, respectivamente. Los tubos con producción de turbidez (crecimiento) y de gas fueron considerados como positivos para determinar la concentración de coliformes totales (CBVB) y coliformes fecales (EC).

Para *E. coli*, se tomó una asada de cada uno de los tubos positivos de caldo EC y se sembró por estría cruzada en agar EMB-L para su aislamiento. Se incubaron las placas invertidas a  $35^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$  por 18°C - 24h. Posteriormente, se seleccionaron 2 colonias de cada placa con la morfología colonial típica para *E. coli*. Colonias con centro negro, planas con o sin brillo metálico se consideraron positivas. La interpretación de los resultados se realizó con base al **Cuadro 8** descrito en la NOM-210-SSA1-2014.

## **2 Perfil de parámetros fuera de especificación y uso normativo**

Los parámetros que resultaron fuera de especificación según la NOM-001-ECOL-1996 y CE-CCA-001/89 se señalaron gráficamente para cada sitio de muestreo. El parámetro Turb (turbiedad) se consideró según la U.S. EPA (1986) (**Fig. 2**). Una vez establecido el perfil de parámetros fuera de especificación, se utilizó para definir el uso normativo del agua según su naturaleza. Para actividades de agricultura (AG), se determinó en muestras de agua fresca usando los parámetros pH, T, SST, SS, DBO, P y CF. Para acuicultura (AC), se usaron los parámetros pH, T, Turb, OD, NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, P en agua salada. Para la protección de la vida acuática (VA) se usaron los parámetros

pH, T, OD, SST, DBO, P, PO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub> y NO<sub>2</sub>, en agua fresca y salada. Y finalmente, para actividades recreativas (RC) se usaron los parámetros Turb, pH, T, SST, CF, en agua fresca y salada. Los drenes fueron evaluados bajo los criterios establecidos para ríos, debido a que no están considerados en la legislación mexicana.

## **F CÁLCULO DEL ÍNDICES DE CALIDAD DE AGUA (ICA´s)**

Para determinar el ICA para las muestras de agua fresca (n= 18) se utilizaron las funciones de Oregon (Oregon-ICA), Ved Prakash (Ved Prakash-ICA) y Rubio y cols. (2016) (Nacional-ICA) mostrados en los **Cuadros 19-21**. Las muestras de agua salada se excluyeron del análisis debido a la influencia del parámetro de salinidad sobre el valor de ICA (DEQ, 2016). La contaminación y la calidad del agua de naturaleza fresca se evaluaron de acuerdo con los diferentes ICA´s y se realizó un análisis comparativo entre sí.

### **1 Oregon-ICA**

El Oregon-ICA se determinó mediante la conversión de los parámetros T, OD, DBO, SST, pH, P, NO<sub>3</sub> y CF cuantificados en subíndices. Cada uno de los ocho parámetros es un factor sin ponderación y tiene el mismo efecto sobre el factor final. El **Cuadro 19** presenta una las funciones subíndice de acuerdo al rango del parámetro i evaluado. Finalmente el índice Oregon-ICA del agua se calculó mediante los valores numéricos resultados de la función agregativa. En esta fórmula, n es el número de

parámetros ( $n= 8$ ) y  $S_i$  es el valor subíndice del parámetro  $i$  (Sarkar & Abbasi, 2006; Darvishi y cols., 2016).

## **2 Ved Prakash-ICA**

Para el Ved Prakash-ICA, a los parámetros OD, DBO, pH y CF se le asignó un peso específico ( $W_i$ ) de acuerdo con su importancia en la calidad del agua. El  $S_i$  denota un subíndice para el parámetro de calidad del agua,  $W_i$  es el peso asociado con el parámetro. Este ICA se basa en la forma de multiplicación ponderada y está dado por la ecuación descrita en el **Cuadro 20** (Sarkar & Abbasi, 2006; Bhutiani y cols., 2016).

## **3 Nacional-ICA**

El cálculo del Nacional-ICA se realizó en tres pasos. Primero, se asignó un peso específico ( $W_i$ ) en un rango de 1 a 4 a cada variable según su impacto en la calidad del agua, siendo 4 el nivel de impacto más alto y 1 el más bajo. En este estudio, los valores de  $W_i$  se asignaron de la siguiente manera: el número 4 se asignó a TC, FC, pH y EC; número 3 a DO, TDS, turbidez y T; número 2 a Cl- y número 1 a TH. El segundo paso fue asignar el número 1 ( $P_i$ ) a cada parámetro si cumplió con los criterios de la NOM-001-ECOL-1996; CE-CCA-001/89, y/o "Quality Criteria for Water" (U.S. EPA, 1986), o bien, el número 2 cuando no cumplió. Se utilizó una constante ( $K$ ) de acuerdo al nivel de la contaminación al momento de la recolección de la muestra. Esta constante tomó los valores de 0.5, 0.75 y 1.0 según las condiciones de turbiedad del

agua durante el muestreo. El valor de 1.0 correspondió a un agua clara sin evidencia de problemas de contaminación, 0.5 para un agua con contaminación aparente y 0.75 se tomó como un valor intermedio (Rubio y cols., 2016). La ecuación y los criterios de evaluación de la calidad del agua del Nacional-CA se muestran en el **Cuadro 21**.



**Cuadro 19.** Especificaciones del Oregon-ICA

Parámetro	Rango	Función Subíndice (Si)	Función agregativa	Clasificación del agua
T (°C)	≤11	SIT= 100	$WQI = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{Q_i^2}}}$	90-100- Excelente
	11<T<29	SIT= 76.54 + 4.172T - 0.1623T <sup>2</sup> - 2.0557E - 3T <sup>3</sup>		85-89- Buena
	>29	SIT= 10		71-84- Media
OD (%)	100<OD≤27	SIOD= 100exp((DO - 100)*- 1.197E-2)		60-70- Mala
	>275	SIOD= 10		10-59-Muy mala
DBO (mg/L)	≤8	SI DBO= 100exp(BOD*-0.1993)		
	>8	SI DBO =10		
pH	<4	SI pH= 10		
	4≤pH<7	SI pH= 2.628exp(pH*0.5200)		
	7≤pH≤8	SI pH= 100		
	8 <pH≤11	SI pH= 100exp((pH-8)*-0.5188)		
	>11	SI pH= 10		
SDT (mg/L)	<40	SI SDT= 100		
	40<SDT≤22	SISDT= 142.6exp(TS-8.862E-3)		
	>220	SISDT= 10		
NO <sub>3</sub> (mg/L)	≤3	SI NO <sub>3</sub> = 100exp(N*-0.4605)		
	>3	SI NO <sub>3</sub> = 10		
P (mg/L)	≤0.25	SIP= 100-299.5P-0.1384P <sup>2</sup>		
	>0.25	SIP= 10		
CF(UFC/100 mL)	≤50	SICF= 98		
	50<CF≤1600	SICF= 98exp((CF-50)* -9.9178E-4)		
	>1600	SICF= 10		

N: Número de parámetros evaluados

SI: Subíndice de parámetro

**Cuadro 20.** Especificaciones del Ved Prakash-ICA

Parámetro	Wi	Rango	Función Subíndice (I)	Función agregativa	Clasificación del agua
OD (%)	0.31	0–40	IOD= 0.18 + 0.66x	$WQI = \sum_{i=1}^p w_i I_i$	63-100- Buena-Excelente
		40–100	IOD= -13.5 + 1.17x		50-63- Media-Buena
		100–140	IOD= 163.34 - .62x		38-50- Mala
DBO (mg/L 1)	0.19	0-10	IDBO= 96.67 - 7.0x		< 38- Mala- Muy mala
		10-30	IDBO= 38.9 - 1.23x		
pH	0.22	2-5	IpH= 16.1 + 7.35x		
		5-7.3	IpH= -47.61 + 20.09x		
		7.3-10	IpH= 316.96 - 29.85x		
		10-12	IpHH= 96.17 - 8.0x		
CF (UFC/100 mL)	0.28	103-105	ICF= 42.33 - 7.75log10x		
		>105	ICFi= 2		

Wi: Peso específico

I: Subíndice de parámetro

**Cuadro 21.** Especificaciones del Nacional-ICA

Parámetro	Pi	Rango	Función agregativa	Clasificación del agua
pH	1	6.5 - 8.5	$WQI = \frac{\sum_{i=1}^n P_i * W_i}{\sum_{i=1}^n P_i} K$	≤ 2.8- Excelente
	2	< 6 - ≥ 9.5		≥ 2 ≤ 2.8- Buena
CF(UFC/100 mL)	1	0 – 2		≥ 2.8- Pobre
	2	≥ 2		
Turbiedad (FNU)	1	5 - 10		
	2	< 4 - ≥ 11		
CE (μS/cm)	1	0.25 - 0.50		
	2	≥ 0.51		
T (°)	1	15 - 35		
	2	< 14 - ≥ 36		
SDT (mg/L)	1	120 - 500		
	2	≥ 190		

Wi: Peso específico

Pi: Criterio de cumplimiento según lineamientos de la NOM-001-ECOL-1996; los CE-CCA-001/89, y "Quality Criteria for Water" (U.S. EPA, 1986)

K: Condiciones de turbiedad, de 0.5 (contaminación aparente), 0.75 (intermedio) y 1.0 (libre de contaminación).

## G EVALUACIÓN CUANTITATIVA DEL RIESGO MICROBIANO (ECRM)

Este estudio se basó en los datos históricos de monitoreo de la calidad del agua suministrada por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). La calidad microbiológica se registró en términos de concentración de *E. coli* (NMP/100 mL) en diferentes sitios de monitoreo a lo largo de la trayectoria de los ríos Culiacán (n= 5), Sinaloa (n= 5) y El Fuerte (n= 8) durante el periodo de 2013 a 2018. La OMS (2003) sugiere que un período de 5 años tiene validez para realizar la ECRM. El **Cuadro 22** enumera las estadísticas de los datos de *E. coli* registrados durante este período en los tres ríos. De cada río, se colectaron un rango de 164 – 263 muestras. La **Fig.3** muestra las concentraciones de *E. coli* observados en todos los ríos. El límite de las medias geométricas de las concentraciones de *E. coli* cuantificadas en los ríos fue de (1.57 - 227.27 NMP/100 mL).

### 1 Volumen ingerido

Se ha informado previamente que los volúmenes de ingestión y la duración de la exposición varían con la edad del nadador (Dufour y cols., 2006). Los estudios han reportado que los niños al nadar pueden ingerir en promedio 37 mL/evento. Mientras que, para adultos se estima un promedio de 16 mL/evento (Dufour y cols., 2006; Dorevitch, 2011). El volumen de agua ingerida durante las actividades recreativas tanto para adultos como niños presentó una distribución estadística lognormal (Ln). Los parámetros de la distribución del volumen de agua ingerida se muestran en el **Cuadro 23**.

**Cuadro 22.** Estadísticas de las concentraciones de *E. coli* medidas por la CONAGUA en Sinaloa (2013 y 2018)

Río	Sitio	No. muestras	Media geométrica <i>E. coli</i> ab (MPN/100 mL)	Desviación estándar geométrica (MPN/100 mL)	% (no. muestras) > 126 MPN/100 mL	
Culiacá	Puente negro	32	103.6	77.81	37.5 (12)	
	n USE	35	18.8	13.87	17.1 (6)	
	San Pedro	34	29.3	9.20	11.8 (4)	
	El Limoncito	35	63.9	71.07	17.1 (6)	
	Sataya	28	15.9	13.55	0 (0)	
Sinaloa	Bamoa	34	19.3	14.07	5.9 (2)	
	Guasave	33	23.3	22.72	6.1 (2)	
	Tamazula	34	27.5	16.38	14.7 (5)	
	La Brecha	34	22.1	8.46	5.9 (2)	
	Alamito Caimanero	33	11.6	6.29	3.0 (1)	
	El	El Mahone	34	5.82	6.31	2.9 (1)
	Fuerte	El Fuerte	34	3.1	1.14	0 (0)
	Baroten	35	6.2	7.42	2.9 (1)	
	Mochicachui	34	52.2	29.75	17.6 (6)	
	San Miguel	35	22.2	7.50	2.9 (1)	
	Zapotitlan	34	14.5	7.70	0 (0)	
	Cohuibampo	35	8.4	2.80	0 (0)	
	Son José de	22	16.7	11.31	9.1 (2)	
	Ahome					
	Las Grullas					

a Menos de un límite de detección para *E. coli* (< 1 MPN/100 mL) se considera como 1 MPN/100 mL y mayor del límite de detección (> 2419.6 MPN/100 mL) se considera como 2419.6 MPN/100 mL para el cálculo de la media geométrica y la desviación estándar geométrica.

b El mínimo/máximo no se muestra en las ríos porque es inferior/superior al límite de detección.

c Límite máximo declarado por la U. S. EPA para actividades recreativas: 126 MPN/100 mL

**Cuadro 23.** Datos del modelo y distribuciones

Parámetro	Método de estimación	Valores/Distribuciones	Referencia
a	Puntual	0.000105	U. S. EPA (1986)
k	Puntual	0.0000511	
V	Distribución de probabilidad	Ln (0, 0.02, 1.51) a adultos Ln (0, 0.04, 1.39) a niños	Dorevitch y cols. (2011)
CE. coli Puente negro	Distribución de probabilidad	Ln(0, 4.49, 1.94) a	CONAGUA
CE. coli USE		Ln (0, 2.70, 2.24) a	
CE. coli San Pedro		Ln (-1.49, 3.22, 1.84) a	
CE. coli El Limoncito		Lg (3.60, 0.80) b	
CE. coli Sataya		U (-0.16, 4.78) c	
CE. coli Bamoa		W (-2.12, 5.40, 3.72) d	
CE. coli Guasave		Lg (2.96, 0.79) b	
CE. coli Tamazula		Ln (-3.00, -3.00, 1.41) a	
CE. coli La Brecha		Lg (2.96, 0.72) b	
CE. coli Alamito Caimanero		Lg (2.96, 0.87) b	
CE. coli El Mahone		Ga (-0.06, 0.90, 1.70) e	
CE. coli El Fuerte		EM (0.69, 0.67) f	
CE. coli Baroten		$\beta$ PERT (-0.11, 0, 9.15) g	
CE. coli Mochicachui		Lg (3.80, 0.67) b	
CE. coli San Miguel Zapotitlan		$\beta$ (1.62, 5.39, 1.20, 2.01) h	
CE. coli Cohuibampo		$\beta$ (-1.29, 4.88, 5.03, 3.02) h	
CE. coli Son José de Ahome		Lg (2.09, 0.52) b	
CE. coli Las Grullas		$\beta$ (0.88, 6.92, 1.61, 3.36) h	

V: Volumen de agua ingerida; DP; Distribución de la probabilidad; MC: Simulación Monte Carlo; C: Concentración de *E. coli*.

Distribución (parámetros): a Lognormal (ubicación, media, desviación estándar); b Logística (media, escala); c Uniforme (mínimo, máximo); d Weibull/ e Gama (ubicación, escala, forma); f Extremo máximo (más probable, escala); g  $\beta$ -PERT (mínimo, más probable, máximo); h  $\beta$  (mínimo, máximo,  $\alpha$  y  $\beta$ )

## 2 Análisis de exposición

Este estudio determinó de forma probabilística la distribución de las concentraciones de *E. coli* en agua de río para propagar la incertidumbre o variabilidad de ECRM, y posteriormente se adoptaron estos valores para determinar los riesgos para la salud mediante el uso de la función del modelo dosis-respuesta exponencial (Sunger y cols., 2018).

El VAI en conjunto con las concentración de *E. coli* cuantificadas, se transformaron mediante logaritmo natural (base e) y se utilizaron para el análisis de exposición de la población. La distribución de la concentración de *E. coli* en las muestras fue ajustada utilizando las pruebas Anderson Darling, Kolmogórov-Smirnov (K-S) o chi-cuadrado ( $\chi^2$ ) en el software Oracle Crystal Ball. El **Cuadro 23** presenta un resumen de los métodos de estimación, valores, distribuciones y fuentes de datos de los parámetros utilizados en este estudio. Para incluir puntos de datos censurados de las concentraciones de *E. coli*, se eligió tomar el valor del límite superior/inferior de detección del método de Número Más Probable (NMP) IDEXX Colilert™. La dosis ingerida por evento de recreación acuática se calculó multiplicando esta distribución de VAI (mL/día) con la distribución de concentración. Tal como se expresa en la Ecuación (1):

$$D = V \times C \dots\dots\dots (1)$$

Donde D es la dosis de exposición, V es el volumen de agua ingerida y C es la concentración de *E. coli*.

### 3 Modelo dosis-respuesta

Para la estimación de la probabilidad de enfermedad como resultado de un cierto nivel de exposición a *E. coli*, la concentración se analizó mediante un modelo alternativo sin umbral; incluyendo el modelo exponencial, mismo que se define como sigue (Sunger, 2013):

$$P = a + (1-a)(1-e^{-kd}) \dots\dots\dots(2)$$

Donde P es la probabilidad de infección de la enfermedad por evento, “a” es la probabilidad de fondo de enfermedad por EGAC (incidencia de la enfermedad de gastroenteritis altamente creíble) en la población de estudio, “d” es la dosis de exposición de *E. coli*, “k” es la probabilidad de que un microorganismo pueda sobrevivir e iniciar una infección definido por el modelo de dosis-respuesta sugerido por Sunger (2013). A diferencia de los modelos de patógenos que usan la infección como punto final, este modelo se basa en el punto final de una enfermedad. Este es un estudio exploratorio de evaluación de riesgo, basado en un marco tradicional de dosis-respuesta y se asume que no hay ningún efecto por debajo de algún nivel de exposición. Utilizando este modelo y la dosis ingerida calculada anteriormente, se estimó el riesgo de enfermedad por persona por día de natación.

### 4 Simulación Monte Carlo

Se empleó la simulación Monte Carlo para modelar la incertidumbre o la variabilidad de los parámetros en ECRM (Haas y cols., 2014; U. S. EPA, 2014; OMS,



2016). Se adoptaron las pruebas de Anderson Darling, K-S o  $\chi^2$  para examinar la distribución de los datos de observación. Algunas características estadísticas se determinan posteriormente de acuerdo con la distribución examinada. Finalmente, sobre la base de las características estadísticas y las distribuciones de los datos de observación, se generan aleatoriamente múltiples valores simulados para propagar la incertidumbre o la variabilidad de los parámetros en ECRM.

El volumen de ingestión de agua para los nadadores fue la distribución lognormal (Ln) con un parámetro de ubicación de 0, escala de 0.02 y valor umbral de 1.51 para adultos, y parámetros de ubicación de 0, escala de 0.04 y valor umbral de 1.39 para niños, según Dorevitch y cols. (2011). Se aplicó una simulación Monte Carlo para generar 10,000 iteraciones para un VAI sobre la base de Ln (0, 0.02, 1.51) y Ln (0, 0.04, 1.39). Para los datos de concentraciones de *E. coli* se aplicó una simulación Monte Carlo con base a las distribuciones específicas exhibidas para cada uno de los 18 sitios de muestreo señaladas en el **Cuadro 23**.

## **H ANÁLISIS ESTADÍSTICO**

### **1 Objetivo 1**

Para establecer una relación entre los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, y los sitios de muestreo, con la finalidad de asociar el tipo (dren, río y costa) y la naturaleza (fresca y salada) del agua, se utilizó la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis. Un valor  $p \leq 0.05$  se consideró como estadísticamente significativo (Minitab 18). Esta prueba nos permitió detectar una alteración de las particularidades

de las muestras, por efecto de arrastre y acumulación de los parámetros evaluados, según la naturaleza del agua.

## **2 Objetivo 3**

Para establecer una relación entre los parámetros sitios de muestreo y tiempo (2013-2018), con la concentración de *E. coli*, con la finalidad de asociar el comportamiento de la bacteria con los ríos evaluados (Culiacán, Sinaloa y El Fuerte). Esta prueba nos permitió detectar una alteración de las particularidades de las muestras, por efecto de arrastre y acumulación de los parámetros evaluados, según la naturaleza del agua. En relación a la ECRM, se analizaron los parámetros género (adulto y niño) y ríos (Culiacán, Sinaloa y El Fuerte) con el riesgo de contraer enfermedades gastrointestinales para determinar su asociación. Se utilizó la prueba ANOVA lineal general y se consideró un valor  $p \leq 0.05$  como estadísticamente significativo (Minitab 18).

## VIII RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### A CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA

#### 1 Evaluación de los parámetros de calidad

Las muestras de agua evaluadas (**Cuadros 24 - 27**) se caracterizaron por presentar concentraciones bajas de nutrientes ( $\text{NO}_3$ : < 0.050 - 6.523 mg/L;  $\text{NO}_2$ : < 0.010 - 1.478 mg/L) sin asociación estadística con la naturaleza del agua ( $p > 0.05$ ). Esto sugiere que los ambientes estudiados no se encuentran eutrofizados (Brandini y cols., 2016), a consecuencia de malas prácticas por el uso excesivo de fertilizantes agrícolas (Lawniczak y cols., 2016), o al suministro constante por fuentes naturales (Ciobotaru y cols., 2017; Gupta y cols., 2017).

Los metales pesados As y Cu se identificaron en concentraciones bajas (0.005 - 0.021 mg/L y 0.3 mg/L, respectivamente) en tres sitios de muestreo (**Cuadro 26 y 27**), y la prueba estadística no determinó su asociación a la naturaleza del agua ( $p > 0.05$ ). Particularmente, la baja identificación y cuantificación de metales pesados en este estudio no debe subestimarse. Previamente, Frías-Espéricueta y cols. (2014) cuantificaron metales pesados como  $\text{Zn}^{+2}$ ,  $\text{Cd}^{+2}$ ,  $\text{Cu}^{+2}$  y  $\text{Pb}^{+2}$  en muestras de agua superficial fresca de ríos ubicados en Sinaloa exponiendo el riesgo latente a la salud humana y del ecosistema. Por otra parte, nuestros resultados no garantizan la ausencia de metales pesados en ríos, drenes y costa, ya que existe la evidencia de que los metales pesados se almacenan y bioacumulan en órganos de la biota nativa (Copaja y cols., 2016) y sedimentos (LeFevre y cols., 2014; Nazeer y cols., 2104).

En cuanto a la relación entre la naturaleza del agua y los parámetros de calidad, se evidenció asociación con CF ( $p= 0.004$ ), pH ( $p= 0.009$ ), CE ( $p= 0.000$ ), P ( $p= 0.025$ ), SDT ( $p= 0.000$ ) y  $\text{NO}_3$  ( $p= 0.021$ ), observándose que muestras de naturaleza fresca (ríos y drenes) correspondían a los valores máximos obtenidos, lo cual puede influir su dispersión hacia esteros y bahías.

La significancia en el cambio de estos parámetros, puede ser consecuencia de la explotación e intensificación antropogénica que se desarrolla en los drenes y ríos, lo que puede comprometer la naturaleza, calidad y seguridad de bahías y esteros. Previamente, se ha descrito en Sinaloa, que el aporte no controlado de aguas residuales y al arrastre de desechos urbanos, agrícolas e industriales incrementa los valores de CF, pH, CE, P, SDT,  $\text{NO}_3$ , en los ecosistemas acuáticos donde estos desembocan (Escobedo y cols., 1999; Muñoz y cols., 2012). Por ello, estos parámetros son incorporados, debidamente, en las ecuaciones propuestas para evaluar índices de calidad de agua (Castro y cols., 2014).

**Cuadro 24.** Caracterización de parámetros fisicoquímicos y microbiológico en agua superficial de Ahome, Sinaloa

Fuente	Parámetros $\Delta$														
	pH	T	CE	Turb	OD	SDT	SST	SS	DBO	DQO	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	PO <sub>4</sub>	P	CF
Río El Fuerte●	7.6	29	1204	2.5	1.00	1088	20.0	<0.1	1	30	0.41	0.02	<0.25	0.35	930
Río El Fuerte■	8.0	28	48600	10.8	1.5	42227	<20	ND	ND	ND	0.05	<0.01	<0.25	<0.25	3
Dren Juárez●	7.3	25	16840	25.2	6.40	15992	20.0	0.1	3	100	<0.05	0.06	0.30	0.35	240,000
Dren Juárez■	7.1	26	15870	18.0	0.52	15992	11.47	ND	ND	ND	0.157	0.063	0.35	0.60	9,300
Dren Los Mochis●	7.5	31	6320	56.0	0.41	5501	56.5	0.3	14	95	<0.05	0.86	0.62	1.83	4,300
Dren Mochicahui●	8.0	31	5740	38.3	0.60	5028	0.36	0.3	3	39	1.15	0.28	0.48	0.80	240,000
Dren Mochicahui■	7.5	26	4000	40.7	5.42	3431	29.4	ND	ND	ND	0.39	0.10	1.61	4.97	9,300
Dren Navobampo●	7.1	26	15870	18.0	0.60	4641	215.0	1.0	8	27	5.76	0.54	<0.25	0.38	15,000
Dren Navobampo■	8.1	30	25630	64.0	0.37	18680	128.0	ND	ND	ND	3.27	0.21	<0.25	<0.25	2,400
Bahía Jitzamury■	7.7	31	68200	120.0	1.48	84404	<20	ND	ND	ND	0.06	0.01	<0.25	<0.25	3

$\Delta$ : Magnitud: temperatura (°C), turbiedad (FNU), CE ( $\mu$ S/cm), SS (mL/L). OD, DBO, DQO, SDT, SST PO<sub>4</sub> y P (mg/L), CF (NMP/100 mL). ND (No determinado). ●: Agua de naturaleza fresca; ■: Agua de naturaleza salada.

**Cuadro 25.** Caracterización de parámetros fisicoquímicos y microbiológico en agua superficial de Guasave, Sinaloa

Fuente	Parámetros $\Delta$														
	pH	T	CE	Turb	OD	SDT	SS T	SS	DB O	DQ O	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	PO <sub>4</sub>	P	CF
Río Sinaloa●	8.1	30	1124	20.7	0.14	904.0	20.0	<0.1	5.00	30	6.5	0.03	<0.2	<0.2	430
Río Sinaloa■	8.0	33	52570	8.07	1.56	46040.0	<20	ND	ND	ND	0.2	0.02	<0.2	<0.2	93
Dren Guasave●	7.6	28	10300	38.8	0.53	7463.5	30.5	0.1	4.20	40.0	0.6	0.13	0.40	0.65	93,000
Dren Guasave■	7.6	29	32900	14.6	0.49	32056.0	<20	ND	ND	ND	0.2	0.06	<0.2	<0.2	23
Dren San Rafael●	7.6	30	4100	85.3	0.22	2960.0	80.0	0.1	6.10	30.7	5.4	0.13	<0.2	0.27	2,400
Dren San Rafael■	7.8	24	12360	30.7	4.11	11156.0	<20	ND	ND	ND	2.7	<0.0	<0.2	<0.2	2,400
Estero La Pitahaya■	7.8	30	40300	10.6	1.48	37936.0	<20	ND	ND	ND	0.0	0.02	<0.2	<0.2	3

$\Delta$ : Magnitud: temperatura (°C), turbiedad (FNU), CE ( $\mu$ S/m), SS (mL/L). OD, DBO, DQO, SDT, SST PO<sub>4</sub> y P (mg/L), CF (NMP/100 mL). ND (No determinado). ●: Agua de naturaleza fresca; ■: Agua de naturaleza salada.

**Cuadro 26.** Caracterización de parámetros fisicoquímicos y microbiológico en agua superficial de Angostura, Sinaloa

Fuente	Parámetros $\Delta$														
	pH	T	CE	Turb	OD	SDT	SST	SS	DB O	DQ O	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	PO <sub>4</sub>	P	CF
Río Évora●	8.0	33	3760 0	20.7	5.4 1	1512.0	64.0	0.2	2.30	30	4.4 1	0.15	<0.2 5	<0.2 5	430
Río Évora■	8.0	30	1633 0	63.3	3.3 0	12379. 0	49.0	N D	ND	ND	3.3 4	0.63	<0.2 5	0.36	93
Dren Playón●	7.8	30	4030 0	134. 0	3.6 0	3230.0	130. 0	0.3	4.40	33.4	4.9 7	0.09	<0.2 5	0.32	9,30 0
Dren Playón■	8.1	26	4610 0	53.0	3.0 1	37016. 0	<20	N D	ND	ND	0.4 6	<0.0 1	<0.2 5	<0.2 5	430
Dren Reforma●	7.9	22	3300	33.0	3.0 1	2672.0	20.0	0.1	3.80	30.	0.5 4	<0.0 1	<0.2 5	0.34	4,30 0
Dren Reforma■	8.1	30	5738 0	136. 0	3.8 9	42940. 0	144. 0	N D	ND	ND	0.0 7	0.13	<0.2 5	0.41	3
Dren Palmitas●	7.6	30	3090	23.3	4.1 3	2220.0	20.0	0.2	6.50	30	2.2 1	<0.0 1	<0.2 5	0.54	4,30 0
Dren Palmitas■	8.1	22	4750	46.1	6.5 0	6706.3	41.7	N D	ND	ND	0.4 5	1.33	<0.2 5	0.34	2,40 0
○ Bahía Sta. Ma.1■	8.0	28	1874 0	138. 0	3.6 5	13694. 0	150. 0	N D	ND	ND	2.9 5	0.02	<0.2 5	0.67	23

○: As= 0.005 mg L-1.  $\Delta$ : Magnitud: temperatura (°C), turbiedad (FNU), CE ( $\mu$ S/cm), SS (mL/L). OD, DBO, DQO, SDT, SST PO<sub>4</sub> y P (mg/L), CF (NMP/100 mL). ND (No determinado). ●: Agua de naturaleza fresca; ■: Agua de naturaleza salada.

**Cuadro 27.** Caracterización de parámetros fisicoquímicos y microbiológico en agua superficial de Culiacán y Navolato, Sinaloa

Fuente	Parámetros $\Delta$														
	pH	T	CE	Turb	OD	SDT	SST	SS	DBO	DQO	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	PO <sub>4</sub>	P	CF
Río Culiacán●	8.0	31	5770	40.0	6.00	528.0	20.0	0.1	3	30	0.34	0.02	<0.25	0.36	23
Río Culiacán■	8.0	31	49770	10.2	1.78	38408.0	<20	ND	ND	ND	0.06	<0.01	<0.25	<0.25	3
Dren Chiricahueto●	7.2	25	801	125.3	1.80	1276.0	220.0	2.0	78	171	0.06	0.01	2.52	4.63	930,000
Dren Chiricahueto■	7.5	26	1436	46.5	6.42	2702.9	37.1	ND	ND	ND	2.91	1.47	0.81	1.28	15,000
Dren Capomitos●	7.4	24	3150	69.0	5.13	2664.0	20.0	0.1	9	33	2.10	0.28	0.32	0.55	2,400
Dren Higueras●	7.8	26	1020	56.8	4.63	810.0	66.0	0.1	12	30	4.00	0.01	0.27	0.41	9,300
Dren Higueras■	8.2	31	19780	62.3	3.34	16554.0	58.0	ND	ND	ND	0.10	0.02	<0.25	0.33	430
Dren M. Derecha●	7.8	26	9670	101.0	1.56	861.0	79.0	0.2	14	43	0.74	1.48	0.85	1.67	150,000
Dren M. Derecha■	7.8	28	34900	12.8	1.99	31932.0	<20	ND	ND	ND	0.50	0.96	<0.25	0.37	120
Dren Caimanero●○	8.0	29	2570	124.0	3.55	1890.9	121.1	0.3	12	40	0.56	0.02	0.25	0.89	2,400
Dren Caimanero■	8.4	32	6750	151.5	1.98	62488.0	52.0	ND	ND	ND	0.050	0.04	<0.25	<0.25	3
Estero Palancas■□	8.6	34	42690	94.7	3.88	32206.0	154.0	ND	ND	ND	0.13	0.02	<0.25	0.52	3
Bahía Sta. Ma. 2■	8.1	31	17100	23.0	1.59	53858.8	21.2	ND	ND	ND	0.08	0.03	<0.25	0.28	540
Estero Evanito■	8.1	30	31860	31.9	4.36	54197.5	62.50	ND	ND	ND	0.13	0.04	<0.25	<0.25	120

○: As= 0.021 mg/L; □: Cu= 0.30 mg/L.  $\Delta$ : Magnitud: temperatura (°C), turbiedad (FNU), CE ( $\mu$ S/cm), SS (mL/L-). OD, DBO, DQO, SDT, SST PO<sub>4</sub> y P (mg/L), CF (NMP/100 mL). ND (No determinado). ●: Agua de naturaleza fresca; ■: Agua de naturaleza salada.



## 2 Perfil de parámetros fuera de especificación y uso

De los 23 parámetros evaluados, 12 estuvieron fuera de especificación normativa en la mayoría de los recursos hídricos evaluados (n= 18), reportándose con mayor frecuencia OD (n= 33), P (n= 27), NO<sub>3</sub> (n= 22), CF (n= 20), T (n= 19) NO<sub>2</sub> y SDT (**Fig. 2**). Cabe señalar que los sitios de muestreo con mayor número de parámetros fuera de especificación fueron los drenes, destacando el dren Chiricahueto (Culiacán) de naturaleza fresca con 10 parámetros, mientras que el resto con 4 - 8 parámetros. Bahías y esteros presentaron 3 – 6 parámetros, y el menor número de parámetros fuera de especificación lo presentaron los ríos (3 y 4 parámetros) (**Fig. 2**).

La NOM-001-ECOL-1996 y la CE-CCA-001/89 son criterios normativos mexicanos que infieren la seguridad del agua para el uso antropogénico y de la vida acuática. En este estudio, se evidenció que los recursos hídricos están vulnerables a la contaminación por diversas fuentes, lo cual puede comprometer la protección a la vida acuática, acuacultura y recreación (**Fig. 2**). No obstante, el uso de los ríos para actividades agrícolas se percibe como segura.

El agua de naturaleza fresca presenta el mayor número de parámetros fuera de especificación (**Fig. 2**), lo que sugiere un efecto a lo largo del caudal, o la captura de contaminantes atribuible a la vegetación de estos ecosistemas. Se ha reportado, que los humedales en cuerpos de agua participan como un mecanismo de remoción de contaminantes fisicoquímicos (Maine y cols., 2016; Cervantes y cols., 2017) y microbiológicos (Hathaway y cols., 2011) a través de la corriente. Adicionalmente, la presión osmótica ejercida por la salinidad en el agua costera suprime la actividad de

bacterias indicadoras como los coliformes fecales (Rodríguez y cols., 2016) tal como se observa en este estudio (**Cuadro 24 - 27**). Aun así, la emergencia de parámetros fuera de especificación en algunos puntos de naturaleza salada (**Fig. 2**), podría ser consecuencia de una recepción continua de contaminantes en las corrientes (Yang y cols., 2015).

Aunque se ha reportado que los recursos hídricos de Sinaloa están expuestos continuamente a la explotación y contaminación (CONAGUA, 2016), estudios de valoración de recursos hídricos en Sinaloa han reportado condiciones fisicoquímicas y microbiológicas aceptables para uso agrícola en el río El Fuerte (Rodríguez y cols., 2016) y aptos para uso acuícola en los ríos Sinaloa y Culiacán (Ruiz-Luna y cols., 2017). En contraparte, las condiciones microbiológicas de los ríos Humaya, Tamazula y Culiacán ha sido cuestionada por la detección de *Salmonella* (Jiménez & Chaidez, 2012).

La asignación de un uso del agua por normatividad, es un hecho que debe interpretarse con precaución. La NOM-001-ECOL-1996, CE-CCA-001/89 y U.S. EPA (1986), contemplan una gran variedad de parámetros que deben considerarse. Todo esto, dificulta que un recurso hídrico pueda dictaminarse como “apto” cuando uno de los parámetros no se cumple. Por ello, se recomienda el uso de índices de calidad del agua.

Recurso hídrico	Parámetros fuera de especificación ▲											
	pH	T	Turb	OD	SDT	SST	DBO	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	P	PO <sub>4</sub>	CF
	7.5-8.8	Tamb+2.5	5.0-10.0	5	500	50	60	0.04	0.002	0.0001	0.002	1000
	26-30 °C	FNU	mg mL <sup>-1</sup>	mg mL <sup>-1</sup>	mg mL <sup>-1</sup>	mg mL <sup>-1</sup>	mg mL <sup>-1</sup>	mg mL <sup>-1</sup>	mg mL <sup>-1</sup>	mg mL <sup>-1</sup>	mg mL <sup>-1</sup>	NMP 100 mL <sup>-1</sup>
Dren Juárez●												
Dren Juárez■							ND					
Dren Los Mochis●												
Dren Mochichahui●												
Dren Mochichahui■							ND					
Dren Navobampo●												
Dren Navobampo■							ND					
Dren Colector Guasave●												
Dren Colector Guasave■							ND					
Dren San Rafael●												
Dren San Rafael■							ND					
Dren Playón●												
Dren Playón■							ND					
Dren Colector Reforma●												
Dren Colector Reforma■							ND					
Dren Palmitas●												
Dren Palmitas■							ND					
Dren Margen Derecha●												
Dren Margen Derecha■							ND					
Dren Caimanero●												
Dren Caimanero■							ND					
Dren Higueras●												
Dren Higueras■							ND					
Dren Capomitos●												
Dren Chiricahueto●												
Dren Chiricahueto■							ND					
Río Fuerte●												
Río Fuerte■							ND					
Río Sinaloa●												
Río Sinaloa■							ND					
Río Evora●												
Río Evora■							ND					
Río Culiacán●												
Río Culiacán■							ND					
Bahía Jitzamury■							ND					
Estero Pitahaya■							ND					
Bahía Sta. Maria1■							ND					
Bahía Sta. Maria2■							ND					
Estero Palancas■							ND					
Estero Evanito■							ND					

**Figura 2.** Perfil de parámetros fuera de especificación

▲ : Parámetros fuera de especificación con rangos y los límites mínimos sobrepasados

● : Agua de naturaleza fresca

■ : Agua de naturaleza salada

ND: No determinado.

■ No cumplimiento

□ Cumplimiento

## **B CÁLCULO DE ÍNDICES DE CALIDAD DE AGUA (ICA´s)**

Los resultados de la categorización de las muestras de agua según los ICA propuestos en esta investigación difieren entre sí; sin embargo, la comparación y discordancia entre ICA´s, ya han sido documentadas. Darvishi y cols. (2016), evaluaron el uso de los ICA de Oregon y National Sanitation Foundation Water Quality Index (NSFWQI) en agua fresca, mostrando discordancia en ellos, y atribuyendo este hecho a que el índice Oregon es un sistema más riguroso que el resto de los índices empleados (Walsh & Wheeler, 2012).

### **1 Oregon-ICA**

Al respecto con el Oregon-ICA, el 100% de las muestras de los ríos (n= 4) y los drenes (n= 14) evaluadas en este estudio, se categorizaron como calidad "Muy Mala" (**Cuadro 28**). Pese a que, es de dominio público que los drenes son cuerpos receptores de aguas residuales ajenos a la legislación mexicana, está falta de inspección coacciona la mala calidad que generalmente presentan estos cuerpos de agua.

Por otro lado, los resultados de evaluación de la calidad del agua de río de esta investigación son alarmantes, por la importancia de este tipo de agua en las diferentes actividades antropogénicas del Centro-Norte de Sinaloa. Las condiciones de calidad "Muy Mala" resultantes de esta evaluación son coincidentes con un estudio previo realizado en agua del río Talar (Irán), donde incluso, se refirió una calidad de agua no adecuada para la pesca y la recreación.

Esta semejanza fue atribuida a la posible influencia de otros factores estresantes para los ríos (contaminantes tóxicos, condición del hábitat o salud biológica de la comunidad) no contemplados en el análisis (Darvishi y cols., 2016; Brown, 2019). Incluso, cabe señalar que el Oregon-ICA fue desarrollado para las condiciones predominantemente frías del estado de Oregon (Gitau y cols., 2016), por consiguiente, es particularmente sensible a las altas temperaturas del Centro-Norte de Sinaloa.

La categorización “Muy Mala” en el 100% de las muestras debe tomarse con reserva relativa, debido a que el Oregon-ICA fue diseñado para reflejar los efectos integrados del uso de la tierra y las descargas de fuentes puntuales aguas arriba de los sitios de muestreo. Los datos son representativos solo del sitio de muestreo y no representan las condiciones de calidad del cuerpo de agua en su totalidad (Brown, 2019).

La severidad de esta medida es atribuida también a la alta sensibilidad al parámetro más bajo que otorga el empleo de una función armónica. Esta función no utiliza ponderaciones para los indicadores individuales mostrando una mayor variación que otras funciones (Gitau y cols., 2016). El número de subíndices utilizados (número de variables de calidad del agua agregadas) está representado que es más sensible a indicadores de deterioro de la calidad del agua, y aunque se reduzca este eclipse, cuenta con la influencia de otros indicadores (Walsh & Wheeler, 2012).

## 2 Ved Prakash-ICA

Las muestras de ríos evaluadas (n= 4) por el Ved Prakash-ICA, clasificaron los ríos con calidad Mala-Muy Mala (25%), Mala (50%), y Medio-Buena (25%). Mientras que, las muestras de agua de drenes (n= 14) se categorizaron con calidad “Muy Mala” (57%), “Mala” (36%) y “Medio-Buena” (7%) (**Cuadro 28**).

El ICA Ved Prakash se basa principalmente en el ICA de la National Sanitation Foundation (NSF), organización destinada a proteger y mejorar la salud humana en todo el mundo. Sin embargo, se realizaron algunas modificaciones en términos de asignación de pesajes para cumplir con los criterios de calidad del agua para las diferentes categorías de su uso establecidos por la Junta Central de Control de la Contaminación, India. Por lo tanto, la discordancia con el Oregon-ICA, radica en que este ICA utiliza únicamente cuatro parámetros de calidad del agua (OD, DBO, pH y coliformes fecales) y al tipo de función agregativa (Sarkar & Abbasi, 2006).

Atendiendo que la función aritmética concede al Ved Prakash-ICA menor rigidez de evaluación, era de esperarse la discrepancia con los resultados del Oregon-ICA. La transigencia del uso de la media aritmética está sujeta a eclipses y depende del nivel de calidad del agua, de tal manera que esta función muestra una variación menor con valores concentrados alrededor de cero (Walsh & Wheeler, 2012).

Pese a la discrepancia, se observaron patrones similares en los resultados de los Oregon-ICA y Ved Prakash-ICA en los ríos y drenes propios de cada distrito del Centro-Norte de Sinaloa. Y de considerar ambos ICA, se alerta sobre la estabilidad natural y el uso de estos recursos para abastecer el sector primario en la región.

### 3 Nacional-ICA

En contraste, el ICA nacional mostró que el 100% de las muestras de agua de ríos (n= 4) correspondieron a la categoría Buena. La buena calidad es favorecida en gran medida a la vegetación riparia, que funge como un mecanismo de remoción de contaminantes fisicoquímicos (Maine y cols, 2016) y microbiológicos (Hathaway y cols., 2011) a través de la escorrentía superficial. Además, en estos ecosistemas se lleva a cabo una dilución natural de nutrientes y microorganismos río abajo, debido al dinamismo del movimiento del agua originado por la escorrentía (Atlas & Bartha, 1998; Wetzel, 2001). Dicho efecto se encuentra en función del volumen de agua, las tasas de cambio de flujo y otros factores como la temperatura y la intensidad de la radiación solar (Haas, 1983).

Por su parte, el ICA nacional reporta la calidad de las muestras de agua de drenes (n= 14) en 64% y 36% de los casos, como “Buena” o “Pobre”, respectivamente (**Cuadro 28**). Cabe señalar, que los drenes ubicados en los municipios de Culiacán, Navolato y Ahome son identificados con “Pobre Calidad”, lo que puede relacionarse con la recepción de desechos provenientes de la actividad industrial y humana próxima, y por tener la mayor tasa demográfica. Haciendo estas consideraciones, la calidad del agua de los drenes se observa condicionando su uso para actividades recreativas, acuícolas, agrícolas y para la protección de la vida acuática (CONAGUA 2016; Jang & Liang, 2017).

No obstante, los resultados del ICA nacional muestran que estos mismos recursos hídricos, son de calidad “Buena” para su uso en actividades agropecuarias

en Sinaloa. En este sentido, el ICA nacional ha adaptado en su estructura matemática el tipo y uso del agua en México, incluyendo ríos, lagos y agua recreacional (Rubio y cols., 2016). La bondad de la ecuación del ICA propuesto por Rubio y cols. (2016), se debe a la selección, ponderación y criterio de cumplimiento de parámetros incluidos en la legislación mexicana. Adicionalmente, el sistema considera la contaminación aparente del recurso hídrico durante la toma de muestra. Este ICA refleja la calidad del agua de las muestras evaluadas en concordancia con los parámetros fuera de especificación, referidos en la normatividad mexicana (**Fig. 2**).

La composición de parámetros y valores del ICA de los recursos hídricos de la red hidrográfica confirman la influencia de las actividades antropogénicas y la participación de los procesos biogeoquímicos propios de la naturaleza de cada ecosistema. Por ello, es recomendable el monitoreo periódico de ríos, drenes y costa de la región para implementar medidas de control que favorezcan el ICA a niveles seguros en términos de salud pública y ecológicos.



**Cuadro 28.** Índice de calidad de agua de drenes y ríos de la región Centro-Norte de Sinaloa

Recurso hídrico	Oregon ●		Ved Prakash ■		Nacional ▲	
	Valor	$ICA = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{S_i^2}}}$ Categoría	Valor	$ICA = \sum_{i=1}^P w_i I_i$ Categoría	Valor	$ICA = \frac{\sum_{i=1}^n P_i * W_i}{\sum_{i=1}^n P_i} K$ Categoría
Dren Juárez	19.52	Muy mala	38.09	Mala	1.71	Pobre
Dren Los Mochis	12.3	Muy mala	32.03	Mala- Muy mala	2.52	Buena
Dren Mochicahui	14	Muy mala	37.19	Mala- Muy mala	1.68	Pobre
Dren Navobampo	13.63	Muy mala	36.75	Mala- Muy mala	2.54	Buena
Dren Colector Guasave	15.81	Muy mala	37.17	Mala- Muy mala	2.52	Buena
Dren San Rafael	12.5	Muy mala	35.24	Mala- Muy mala	2.52	Buena
Dren Playón	16.1	Muy mala	37.21	Mala- Muy mala	2.52	Buena
Dren Colector Reforma	19.47	Muy mala	38.94	Mala	2.52	Buena
Dren Palmitas	15.42	Muy mala	49.15	Mala	2.52	Buena
Dren Margen Derecha	11.86	Muy mala	31.81	Mala- Muy mala	1.68	Pobre
Dren Caimanero	16.22	Muy mala	41.25	Mala	1.68	Pobre
Dren Higueras	12.31	Muy mala	43.84	Mala	2.52	Buena
Dren Capomitos	22.45	Muy mala	56.78	Media-Buena	2.55	Buena
Dren Chiricahueto	0	Muy mala	28.63	Mala- Muy mala	1.69	Pobre
Río Fuerte	19.57	Muy mala	44.37	Mala	2.5	Buena
Río Sinaloa	19.39	Muy mala	34.82	Mala- Muy mala	2.5	Buena
Río Evora	24.62	Muy mala	56.22	Media-Buena	2.52	Buena
Río Culiacán	26.58	Muy mala	41.62	Mala	2.5	Buena

●: Categorías Muy pobre (10 - 59); Pobre (60 - 79); Media (80 - 84); Buena (85 - 89); Excelente (90 - 100)

■: Categorías Mala-Muy mala ( $\leq 38$ ); Mala (38-50); Media - Buena (50 - 63); Buena- Excelente (63 -100)

▲: Categorías Pobre ( $\leq 2$ ); Buena ( $\geq 2 \leq 2.8$ ); Excelente ( $\geq 2.8$ )

n: Número total de parámetros evaluados; S: Subíndice; W: Peso específico; I: Subíndice; Pi: Valor de aceptabilidad; K: Constante de turbidez

## C EVALUACIÓN CUANTITATIVA DEL RIESGO MICROBIANO (ECRM)

### 1 Calidad microbiológica de los ríos durante 2013-2018

La **Fig. 3** describe el comportamiento de la concentración de *E. coli* en el trayecto del río durante el tiempo. Se observa que los límites de *E. coli* para el río Culiacán, río Sinaloa y río El Fuerte fueron de  $< 1$  a  $> 2,419.6$  NMP/100. La concentración de *E. coli* es un parámetro microbiológico asociado al distrito (**Fig. 3**); observándose valores de *E. coli* mayores en el río Culiacán perteneciente al distrito 010 ( $p= 0.001$ ) (**Fig. 4**). Dicha categoría corresponde a un río de nacimiento de ubicación urbana. No obstante, el comportamiento microbiológico fue estable durante el tiempo ( $p= 0.421$ ), y se observó una disminución de la concentración hacia los puntos de la costa en el río Culiacán ( $p= 0.007$ ) y el río El Fuerte ( $p= 0.002$ ). Mientras que, en el río Sinaloa no se observó el efecto de dilución del componente microbiológico ( $p= 0.267$ ). Respecto al grado de contaminación, el 17.1% (28/164), 7.3% (12/164) y 3.8% (10/263) de las muestras de agua del río Culiacán, río Sinaloa y río El Fuerte se identificaron por encima del límite microbiano declarado por U. S. EPA (1986), respectivamente (**Cuadro 22**)

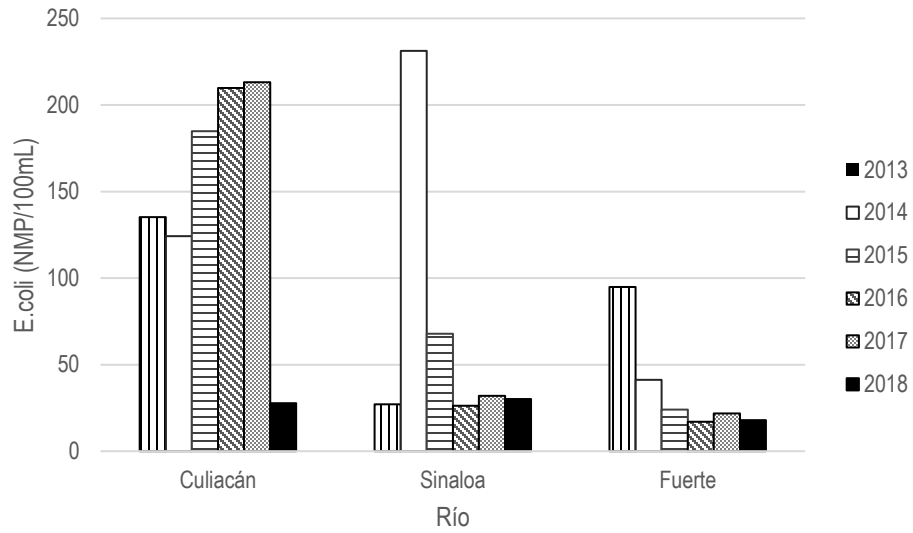
Uno de los aspectos más importantes de la elaboración de políticas para la Agencia de Protección Ambiental (EPA) es el manejo adecuado y la minimización de las amenazas a la salud pública asociadas con la contaminación fecal en el agua dulce recreativa. Históricamente, el monitoreo regulatorio se ha centrado en las bacterias indicadoras fecales tales como *E. coli* para evaluar la calidad del agua fresca (U. S. EPA, 1986).

Respecto a las muestras de agua de los ríos evaluados, la mayor concentración de *E. coli* se cuantificó en el nacimiento del río Culiacán (**Fig. 3**), localizado en el centro de la ciudad. Anteriormente, las condiciones microbiológicas de los ríos Humaya, Tamazula y Culiacán han sido cuestionadas por la detección de *Salmonella* (Jiménez & Chaidez, 2012). Aunque los valores mayores de *E. coli* destacaron en el río Culiacán, se puede observar una disminución paulatina en su concentración durante su trayectoria hacia la costa, lo que es atribuible a la vegetación de estos ecosistemas que participan como un mecanismo de remoción de contaminantes fisicoquímicos (Maine y cols, 2016) y microbiológicos (Hathaway y cols., 2011) a través de la corriente. Aunado a esto, la dilución natural de la mezcla en un río/lago puede variar de 50,000:1, mismo que depende del volumen del cuerpo de agua, las tasas de cambio de flujo y otros factores. Las tasas de decaimiento del crecimiento de un patógeno también varían con la temperatura y la intensidad de la radiación solar (Haas, 1983).

En contraste, los ríos Sinaloa y El Fuerte, registraron una mejor calidad microbiológica coincidiendo con otros estudios de valoración de recursos hídricos en la región. Previamente, Rodríguez y cols. (2016) identificaron condiciones microbiológicas aceptables para uso agrícola en el río El Fuerte, y Ruiz-Luna y cols. (2017) determinaron la idoneidad de los ríos Sinaloa y Culiacán para uso acuícola.

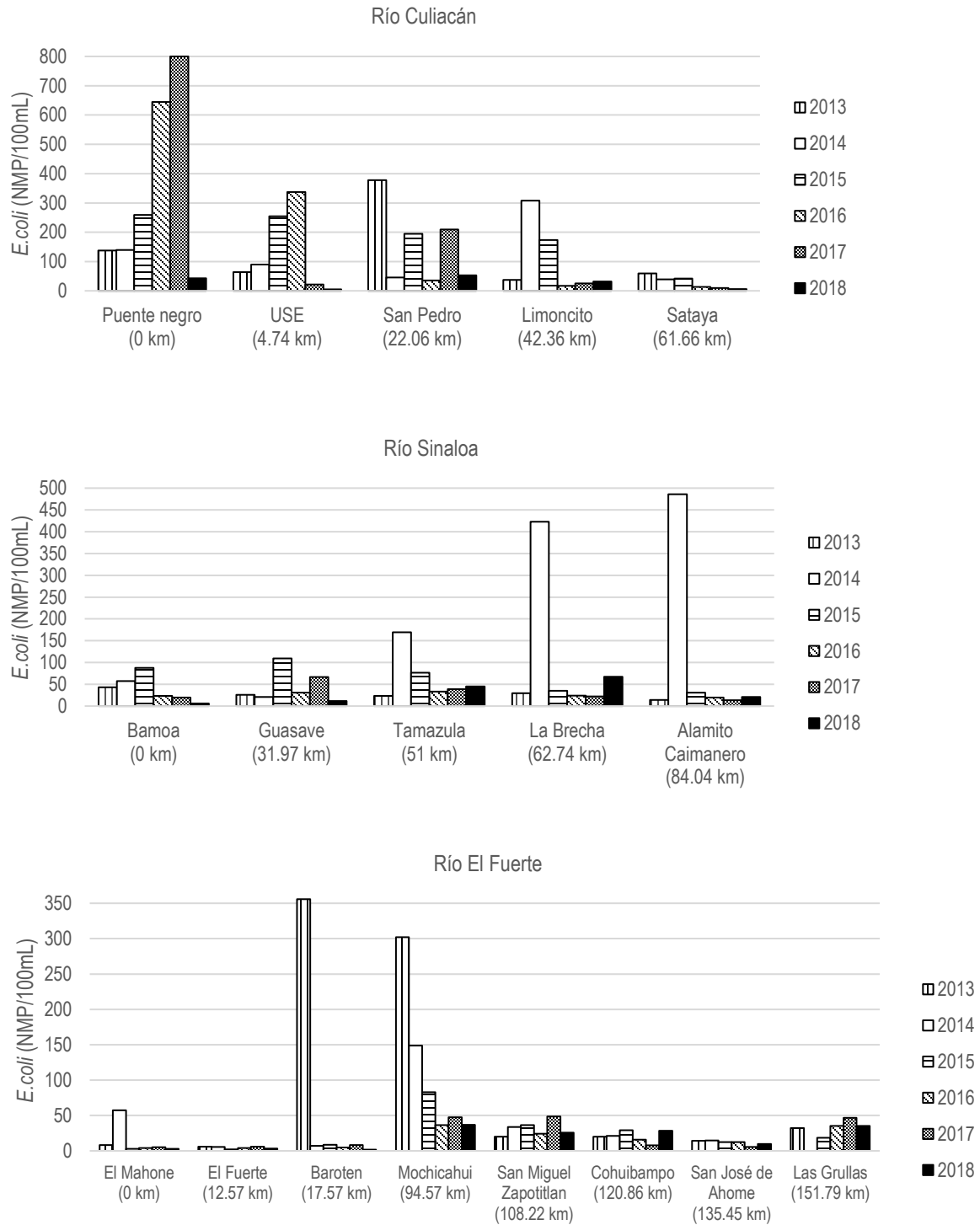
Aunque la presencia de este microorganismo en agua de diversos usos en la región representa un foco de atención, sanitariamente la concentración de *E. coli* en los ríos evaluados se encontró por debajo de los límites máximos permitidos (1000 NMP/100 mL) por la legislación mexicana para descargas de aguas residuales en bienes nacionales y de reúso en el servicio al público (NOM-001-ECOL-1996; NOM-

003-ECOL-1997, así como en los criterios ecológicos de calidad del agua (CE-CCA-001/89). Por lo que podría categorizar el agua de los ríos del Centro-Norte de Sinaloa de uso precautorio, y con monitoreo pertinente para vigilar que los límites microbiológicos no sean excedidos.



**Figura 3.** Concentraciones de *E. coli* por río de Sinaloa evaluado (2013-2018)

Asociación con la región ( $p= 0.005$ )



**Figura 4.** Efecto de dilución de *E. coli* a lo largo del río evaluado

## 2 Estimación del riesgo a la salud

Este estudio determinó probabilísticamente las distribuciones de concentraciones de *E. coli*, y utilizó los VAI reportados por Dorevitch y cols. (2011) para la evaluación del riesgo para la salud que podrían exponer los usuarios de un río que está afectado por fuentes de contaminación, teniendo en cuenta la presencia de *E. coli* a lo largo de los cuerpos de agua. A continuación, se presenta un enfoque teórico para modelar la concentración de *E. coli* como representante de un microorganismo patógeno entérico en una fuente de agua superficial utilizada para fines recreativos, suponiendo una sola fuente de contaminación fecal. Por lo tanto, los resultados representan una condición del límite de la concentración de *E. coli*, y de los valores supuestos de las variables de entrada (Pettersson y cols., 2015; Korajkic y cols., 2018).

La **Fig. 5** resume el riesgo a la salud asociado con la exposición a *E. coli* debido a la ingestión (accidental/intencional) de una dosis única de 100 mL de agua contaminada de los ríos de noroeste de Sinaloa durante el uso recreativo. El riesgo a la salud por uso recreacional de los ríos fue de  $1.11 \times 10^{-4}$  -  $2.68 \times 10^{-4}$  para niños y  $1.07 \times 10^{-4}$  -  $1.76 \times 10^{-4}$  para adultos. Los resultados de la ECRM revelaron que el 100% de los puntos de muestreo cuantificaron valores mayores al riesgo "riesgo aceptable" por la OMS de  $1.00 \times 10^{-4}$  para el agua recreativa (Abia y cols., 2016; Ebomah y cols., 2019).

La ingestión de 100 mL de agua contaminada no tratada, exhibe un riesgo medio de contraer enfermedades GI de  $1.42 \times 10^{-4}$ ,  $1.3 \times 10^{-4}$  y  $1.19 \times 10^{-4}$  en los ríos Culiacán, Sinaloa y El Fuerte, respectivamente. Esto significa que los usuarios de los ríos

evaluados, presentan un riesgo latente de contraer enfermedades GI debido a la exposición a *E. coli* y otros patógenos de origen fecal como *V. cholerae*, *Salmonella spp.*, y *Shigella spp.* (Abia y cols., 2016). Existe evidencia de que las enfermedades GI son una causa importante de morbilidad y mortalidad en México (DGE, 2018). En el 2018, la Dirección General de Epidemiología reportó casos de hepatitis A (8, 109), salmonelosis (79, 825), shigelosis (3, 171), giardiasis (11, 784), fiebre tifoidea (34, 906) y paratifoidea (10,191), así como infecciones intestinales debidas a protozoarios (70,189) por otros organismos y las mal definidas (5, 375, 702), donde el agua es un potencial precursor. Particularmente en Sinaloa, en el mismo año se reportaron 178, 510 casos de enfermedades GI representando el 11.32% (178,510/1 576 024) de los principales causas de enfermedad en el estado (DGE, 2018).

Los resultados de valoración del riesgo en este trabajo son relativamente superiores al "riesgo aceptable" propuesto por la OMS. Sin embargo, el riesgo estimado en los ríos del Centro-Norte de Sinaloa son menores que los registrados en estudios previos realizados en otros países. Por ejemplo, Genthe (2013) y le Roux y cols. (2012), reportaron un riesgo de hasta 0.8 para *E. coli* debido al consumo de agua no tratada del río Olifants en Sudáfrica. Posteriormente, en el mismo país se han reportado riesgos de 0.49 a 0.52 por el uso de agua de río en actividades recreativas empleando enteropatógenos (Teklehaimanot y cols., 2015) y *E. coli* (Ebomah y cols., 2019), respectivamente. Ellos enfatizan como precursores de una enfermedad a los organismos presentes naturalmente en el agua o que proviene de vertido de descargas no tratadas, y a la transmisión directa entre los bañistas, especialmente en sitios



superpoblados. Por su parte, Fischer y cols. (2019), reportó un riesgo medio de  $1.60 \times 10^{-3}$  en niños durante actividades de natación en el río Msunduzi en Suecia.

Aunque de manera general, se observó un riesgo de enfermar similar en los ríos evaluados ( $p= 0.775$ ), luego de la exposición a 100 mL de agua de río no tratada en niños y adultos, la categorización del nivel de riesgo cuantificó mayor en el río Culiacán, en la zona del centro de la ciudad. Adicionalmente, el mapeo del riesgo a la salud por uso recreativo de los ríos indica un incremento de este hacia las zonas urbanas, reforzando lo anterior (**Fig. 6**). Nuestros resultados revelaron una estimación mayor en la zona urbana del río Culiacán, cuyo nacimiento se ubica en el centro de la ciudad, y donde la contaminación doméstica, industrial y fluvial tiende a ser más severa, destacando la influencia de las actividades antropogénicas (CONAGUA, 2016; Jang & Liang, 2017).

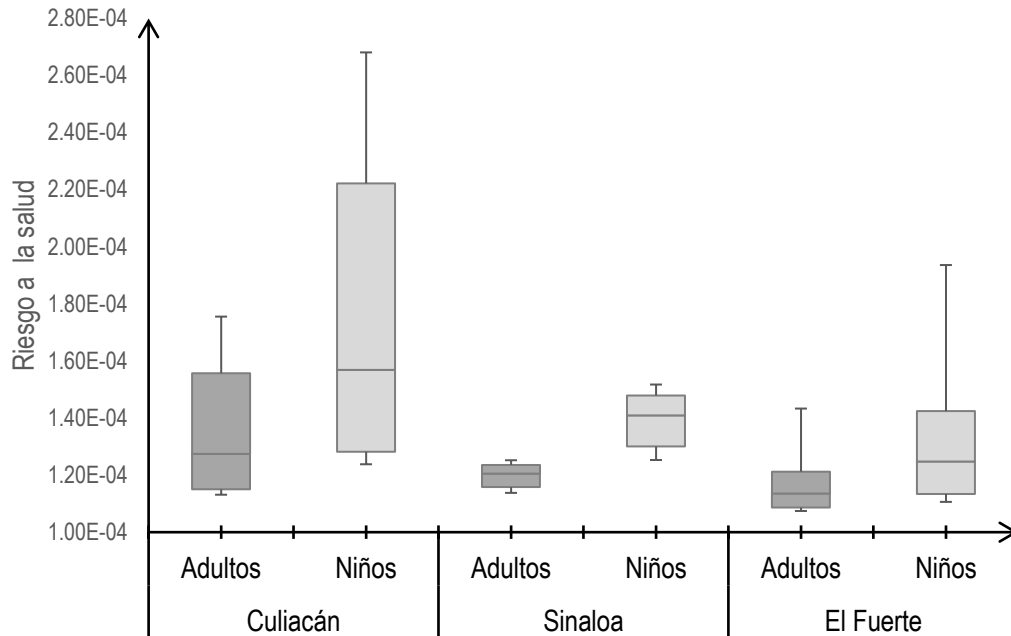
Por el contrario, el río El Fuerte presentó el menor incremento de la magnitud del riesgo para la salud en los puntos de muestreo cercanos a la costa donde las comunidades están más dispersas. Esta situación evidencia que la mayor cantidad de *E. coli* en agua fresca del río es aportada por descargas de comunidades humanas (Ahumada y cols., 2014; Teklehaimanot y cols., 2015).

Recientemente, se investigó la consistencia entre *E. coli* y patógenos de interés para establecer criterios de protección de la salud humana. El hallazgo acentuó una asociación en el rango estimado de enfermedades GI causadas por *E. coli* con patógenos virales, protozoos y bacterianos dominantes en este tipo de enfermedades. No obstante, la utilidad de *E. coli* como indicador de calidad del agua depende en gran

medida del tipo de patógeno microbiano prevalente/persistente en el agua en el punto de contacto (Sunger y cols., 2018).

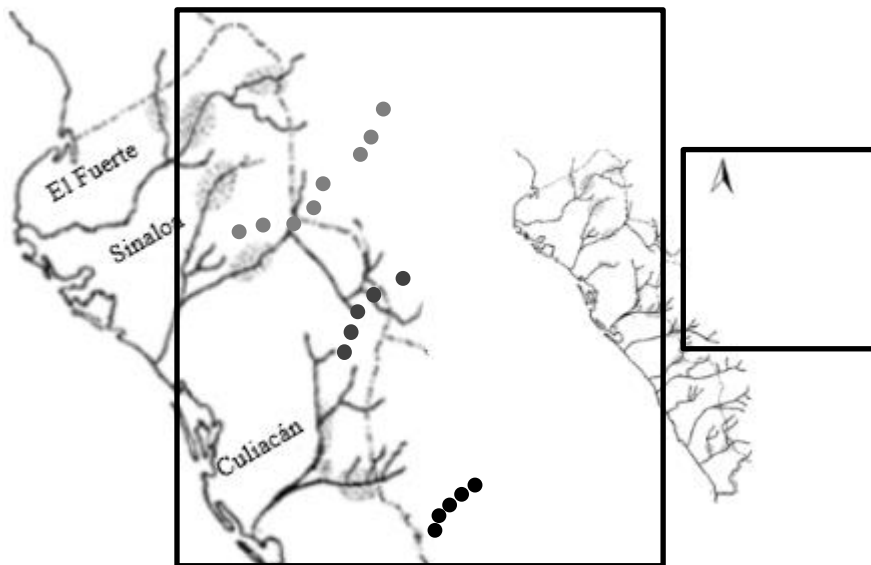
Los valores estimados en este estudio capturaron el riesgo de contraer enfermedades GI solamente, y no abordó otros resultados de enfermedades graves de la caracterización del riesgo.

Adicionalmente, se obviaron diversos factores desempeñan un papel importante en el resultado de la exposición, como la edad del individuo que podría afectar el volumen de agua ingerida durante las actividades recreativas (Dufour y cols., 2006), el estado inmune, el género y los antecedentes de enfermedades anteriores, entre otros (Abia y cols., 2016), lo cual es importante tener en cuenta al interpretar los resultados. Aun así se describe un primer panorama de la calidad del agua de río para uso recreativo y su impacto en la salud.



**Figura 5.** Gráfico de caja y bigotes para estimar los riesgos para la salud asociados a la exposición recreativa en ríos de acuerdo con los datos de VAI obtenidos Dorevitch y cols. (2011) para adultos y niños

Todos los valores de riesgo a la salud sobrepasan el límite de riesgo aceptable recomendado por la OMS de 1.00E-04 para el agua potable



**Figura 6.** Mapa de riesgos para la salud asociados a la exposición recreativa en los ríos Culiacán, Sinaloa y El Fuerte de acuerdo con los datos de VAI obtenidos de Dorevitch y cols. (2011)

- Riesgo mayor.
- Riesgo intermedio.
- Riesgo menor.

## IX CONCLUSION

La naturaleza y la seguridad de bahías y esteros se ve comprometida por la alteración de la calidad fisicoquímica y microbiológica de los drenes y ríos como consecuencia de la explotación e intensificación antropogénica que se desarrolla en la región. La falta de criterios de interpretación de cumplimiento normativo de calidad del agua dificulta la asignación de un uso “apto” de los recursos hídricos en actividades del sector primario. De manera complementaria, se recomienda un monitoreo integral con ICA en drenes, ríos, bahías y esteros de Sinaloa.

El desarrollo e implementación periódica de un ICA de los recursos hídricos de acuerdo con los estándares y las condiciones ambientales prevalentes de la región, permitirá un manejo controlado y vigilado por las instancias competentes. Adicionalmente, se sugiere atender los ICA internacionales evaluados para el uso del agua en Sinaloa, desde una perspectiva de mejora/restauración de calidad, y no como una alerta que limite su uso.

Los resultados destacan algunos de los desafíos que enfrentan la salud pública y los recursos hídricos del Centro-Norte de Sinaloa. Las posibles implicaciones podrían ser brotes de enfermedades GI transmitidas por el agua y la propagación de *E. coli* y otros patógenos entéricos correlacionados. Por consiguiente, existe un riesgo latente de contraer enfermedades GI para bañistas, turistas y/o visitantes de instalaciones recreativas. Concluyentemente, esta investigación cubre la identificación de la influencia de los eventos de exposición a BIF y la importancia epidemiológica de la incidencia de enfermedades GI en la calidad del agua superficial.

## X BIBLIOGRAFÍA

- Abia, A. L. K., Ubomba-Jaswa, E., Genthe, B. & Benteke, M. N. (2016). Quantitative microbial risk assessment (QMRA) shows increased public health risk associated with exposure to river water under conditions of riverbed sediment resuspension. *Science of the Total Environment*, 566-567, 1143-1151.
- Ahumada, Y. P., Báez, M. E., Díaz, S. P., Uribe, M. J., López, G., Vega, R., Delgado, F. (2014). Spatiotemporal distribution of the bacterial contamination of agricultural and domestic wastewater discharged to a drainage ditch (Sinaloa, Mexico). *Ciencias Marinas*, 40, 277–289. <http://dx.doi.org/10.7773/cm.v40i4.2456>
- Akpor, O. B., & Muchie, M. (2011). Environmental and public health implications of wastewater quality. *African Journal of Biotechnology*, 10(13), 2379-2387. <https://doi:10.5897/AJB10.1797>
- Arcos, M., Ávila, S., Estupiñán, S., & Gómez, A. (2005). Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua. *NOVA*, 3, 1-116.
- Atlas, R., & Bartha, R. (1998). *Microbial ecology: fundamentals and applications* (4th ed). Menlo Park, CA: Benjamin/Cummings Publishing Company.
- Audelo, J. A. (1989). Identificación y evaluación de plaguicidas en agua del distrito de riego Nro. 004. Tesis maestría. Nuevo León. Universidad Autónoma de Nuevo León. pp 90.
- Barraza, R. H., Martínez, L. R., Enríquez, L. F., Martínez, M., Miranda, A., Porchas, A. (2014). Efecto de efluentes de granjas camaronícolas sobre parámetros de la

- calidad del agua y del sedimento frente a la costa de Sonora, México. *Ciencias Marinas*, 40(4), 221–235. <https://doi:10.7773/cm.v40i4.2424>
- Bharti, N., & Katyal, D. (2011). Water quality indices used for surface water vulnerability assessment. *International Journal of Environmental Sciences*, 2(1), 154-173.
- Barton, L. L., & Northup, D. E. (2011). *Microbial ecology*. Hoboken, N.J: John Wiley and Sons, Inc. New Jersey.
- Bertrand, J., Doumenq, P., Guyoneaud, R., Marrot, B., Martin-Laurent, F., Matheron, R., ... Soulas, G. (2015). Applied microbial ecology and bioremediation. *Environmental Microbiology: Fundamentals and Applications*, 659-753. [https://doi:10.1007/978-94-017-9118-2\\_16](https://doi:10.1007/978-94-017-9118-2_16)
- Boehm, A. B., Graham, K. E., & Jennings, W. C. (2018). Can We Swim Yet? Systematic Review, Meta-Analysis, and Risk Assessment of Aging Sewage in Surface Water. *Environmental Science & Technology*, 52(17), 9634-9645. <https://doi:10.1021/acs.est.8b01948>
- Bhutiani, R., Khanna, D. R., Kulkarni, D. B., & Ruhela, M. (2016). Assessment of Ganga river ecosystem at Haridwar, Uttarakhand, India with reference to water quality indice. *Applied Water Science*, 6, 107–113. <https://doi:10.1007/s13201-014-0206-6>
- Brandini, N., de Castro, A.P., Matanó, I., Cotovicz, L.C., Adriaan, B., & Machado, W. (2016) Nutrient behavior in a highly-eutrophicated tropical estuarine system. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 28, e-21. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X3416>

- Brown, D. (2019). Oregon water quality index: Background, analysis and usage. Department of Environmental Quality. 5 p.
- Cantú, R., Ávila, S., Sierra, G., Cruz, W., Rivera, G., & Bocanegra, V. (2007). Detección de *Listeria sp* y *Listeria monocytogenes* en muestras de pollo crudo y de cuerpos de agua de la región mediante PCR. *Bioquímica*, 32, 115.
- Cermeño, J., Arenas, J., Yori, N., & Hernández, I. (2008). *Cryptosporidium parvum* y *Giardia lamblia* en aguas crudas y tratadas del estado Bolívar, Venezuela. Universidad, Ciencia y Tecnología. 12(46), 39-42.
- CDC. (2016). Recreational water illnesses. Centers for disease control and prevention. Disponible <http://www.cdc.gov/healthywater/swimming/swimmers/rwi.html>. Consultado el 21 de septiembre de 2016.
- Colford, J. M., Wade, T. J., Schiff, K. C., Wright, C. C., Griffith, J. F., Sundhu, S. K., ... Weisberg, S. B. (2007). Water quality indicators and risk of illness at beaches with nonpoint sources of fecal contamination. *Epidemiology*, 18(1), 27–35. <https://doi:10.1097/01.ede.0000249425.32990.b9>
- CONAGUA. 2013. Estadísticas del agua en México 2013. Comisión Nacional del Agua. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. pp 176.
- CONAGUA. 2014. Estadísticas del agua en México 2014. Comisión Nacional del Agua. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. pp 239.
- CONAGUA. 2015. Sistema Nacional de Información del Agua (SINA). Comisión Nacional del Agua. Disponible en:



<http://www.cna.gob.mx/Contenido.aspx?n1=3&n2=60&n3=60>. Consultado el 21 octubre del 2015.

CONAGUA. 2015. Sistema Nacional de Información del Agua (SINA). Caudal de aguas residuales municipales e industriales. Comisión Nacional del Agua. Disponible en: <http://201.116.60.25/sina/Default5.aspx?tab=23>. Consultado el 17 noviembre del 2015.

CONAGUA. 2015. Distribución global del agua en el mundo. Comisión Nacional del Agua. Disponible en: <http://201.116.60.25/sina/Default5.aspx?tab=74> . Consultado el 21 Octubre del 2015.

CONAGUA. 2015. Estadísticas del agua en México, Edición 2015. Reporte de la Comisión Nacional del Agua, México. pp 205.

CONAGUA. 2016. Estadísticas del agua en México, Edición 2016. Reporte de la Comisión Nacional del Agua. México. pp 275.

CONAGUA. 2018. Estadísticas del agua en México, Edición 2018. Reporte de la Comisión Nacional del Agua. México. pp 303.

CE-CCA-001/89. (1989). Criterios ecológicos de calidad del agua. Diario Oficial de la Federación.

Ciobotaru, I. E., Marcu, E., Cimpoeru, C., Savin I., & Ivanov, A. A. (2017). Nutrient speciation in sediment and water quality assessment of the Circului Lake, Bucharest. AES Bioflux, 9(1), 6-16.

- Castro, M., Almeida, J., Ferrer, J., & Díaz, D. (2014) Indicadores de la calidad del agua: Evolución y tendencias a nivel global. *Ingeniería Solidaria*, 10(17), 111-124. <https://doi:10.16925/in.v9i17.811>
- Cervantes, S. P., Londoño, Y. A., Gutiérrez, F. R., & Peñuela, G. A. (2017) Evaluación de humedales artificiales de flujo subsuperficial en la remoción de diferentes concentraciones de ibuprofeno empleando *Cyperus papyrus*. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 3(5), 105-116. <https://doi:105-116>. 10.24850/j-tyca-2017-05-07
- Copaja, S. V., Muñoz, G. S., Nuñez, V. R., Pérez, C., Vila I., & Véliz, D. (2016) Effects of a dam reservoir on the distribution of heavy metals in two Chilean native freshwater fish species. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 97, 24–30. <https://doi:10.1007/s00128-016-1838-z>
- Darvishi, G., Kootenaei, F. G., Ramezani, M., Lotfi, E., & Asgharnia, H. (2016). Comparative investigation of river water quality by OWQI, NSFQI and Wilcox indexes (Case study: the Talar River – IRAN. *Archives of Environmental Protection*, 42(1), 41–48. <https://doi:10.1515/aep-2016-0005>
- Demir, F., & Atguden, A. (2015). Experimental investigation on the microbial inactivation of domestic well drinking water using ozone under different treatment conditions. *Ozone: Science and Engineering*, 1-11. <https://doi:10.1080/01919512.2015.1074534>
- DGE. (2015) Distribución de casos nuevos de enfermedad por fuente de notificación 2015. Dirección General de Epidemiología.

- DGE. (2018) Distribución de casos nuevos de enfermedad por fuente de notificación 2018. Dirección General de Epidemiología.
- Dickinson, G., Lim, K-L., & Jianga, S. C. (2013). Quantitative microbial risk assessment of pathogenic *Vibrios* in marine recreational waters of southern California. *Applied and Environmental Microbiology*, 79(1), 294–302. <https://doi:10.1128/AEM.02674-12>
- Dong, L., Zhang, H., Wang, L., Yu, D., Yang, F., Shi, X., ... Saleem Akhtard, M. (2018). Irrigation with sediment-laden river water affects the soil texture and composition of organic matter fractions in arid and semi-arid areas of Northwest China. *Geoderma*, 328, 10-19. <https://doi.10.1016/j.geoderma.2018.05.002>
- Dorevitch, S., Panthi, S., Huang, Y., Li, H., Michalek, A. M., Pratap, P. ... Li, A. (2011). Water ingestion during water recreation. *Water Research*, 45, 2020 - 2028. <https://doi:10.1016/j.watres.2010.12.006>
- Duan, S. W., & Kaushal, S. S. (2013). Warming increases carbon and nutrient fluxes from sediments in streams across land use. *Biogeosciences*, 10, 1193–1207. <https://doi:10.5194/bg-10-1193-2013>
- Dufour, A. P., Evans, O., Behymer, T. D., & Cantu, R. (2006). Water ingestion during swimming activities in a pool: A pilot study. *Journal of Water and Health*, 4, 425-430. <https://doi:10.2166/wh.2006.017>
- Ebomah, K., Sibanda, T., Adefisoye, M., Nontongana, N., Nwodo, U., & Okoh, A. (2019). Evaluating Nahoon beach and canal waters in Eastern Cape, South

- Africa: A public health concern. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28(3), 1-12. <https://doi:10.15244/pjoes/85266>
- Escalante, V., Cardoso, L., Ramirez, E., Moeller, G., Mantilla, G., Montecillos, J., ... Villavicencio, F. (2003). El reuso del agua residual tratada en México. Seminario Internacional sobre Métodos Naturales para el Tratamiento de Aguas Residuales. 230-236.
- Escobedo, D., Hernández, M.T., Herrera, N., Ulloa, A. E., & Chiquete, Y. (1999). Calidad bacteriológica del sistema lagunar de san Ignacio-Navachiste, Sinaloa. *Ciencia y Mar*, 3(9), 17-27.
- Estrada, M., Jiménez, M., Chaidez, C., León, J., & Castro, N. (2014). Irrigation water quality and the benefits of implementing good agricultural practices during tomato (*Lycopersicum esculentum*) production. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(7), 4323–4330. <https://doi: 10.1007/s10661-014-3701-1>
- FAO. 1991. México, diagnóstico integral de las granjas acuícolas camaroneras en el estado de Sinaloa. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/field/003/ac598s/AC598S00.htm#TOC>. Consultado el 07 de septiembre del 2016.
- FAO. 2016. El agua. Food and Agriculture Organization on the United Nations. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/006/w1309s/w1309s06.htm> Consultado el 18 de octubre del 2016.

- Fernández, A., Molina, M., Álvarez, A., Alcántara, M., Espigares, A. (2002). Transmisión fecohídrica y virus de la hepatitis A. *Higiene y Sanidad Ambiental*, 1, 8-18.
- Fischer, F., Hamdan, Y., Hansson, A., Josefsson, E., & Sundström, L., (2019). Water quality modelling and quantitative microbial risk assessment of Msunduzi river. Thesis Licenciatura. Chalmers University of Technology. Gothenburg, SE. pp 45.
- Fuhrmann, S., Winkler, M. S., Stalder, M., Niwagaba, C. B., Babu, M., Kabatereine, N. B., ... Nauta, M. (2016). Disease burden due to gastrointestinal pathogens in a wastewater system in Kampala, Uganda. *Microbial Risk Analysis*, 4, 16–28.
- Genthe, B., Le Roux, W. J., Schachtschneider, K., Oberholster, P. J., Aneck-Hahn, N. H., & Chamier, J., (2013). Health risk implications from simultaneous exposure to multiple environmental contaminants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 93, 171–179.
- Gerba, C. (2015). Chapter 14. Risk Assessment. 212-232 pp.
- Gitau, M. W., Chen, J., & Ma, Z. (2016). Water Quality Indices as Tools for Decision Making and Management. *Water Resour Manage*, 30, 2591–2610. <https://doi:10.1007/s11269-016-1311-0>
- Goonetilleke, A., Yigitcanlar, T., Ayoko, G., & Egodawatta, P. (2014). Sustainable Urban Water Environment: Climate, Pollution and Adaptation, Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing.

- Gupta, N., Pandey, P., & Hussain, J. (2017) Effect of physicochemical and biological parameters on the quality of river water of Narmada, Madhya Pradesh, India. *Water Science*, 31, 11-23. <https://doi.org/10.1016/j.wsj.2017.03.002>
- Haas, C.N. (1983). Estimation of risk due to low doses of microorganisms: a comparison of alternative methodologies. *American Journal of Epidemiology*, 118(4), 573–582. <https://doi.10.1093/oxfordjournals.aje.a113662>
- Haas, C., Rose, J., & Gerba, C. (1999). *Quantitative Microbial Risk Assessment* (1st ed). New York, EE.UU: John Wiley and Sons. pp 449.
- Haas, C., Rose, J., & Gerba, C. (2014). *Quantitative microbial risk assessment* (2nd ed). New York, EE.UU: John Wiley and Sons, pp. 267–321.
- Hathaway, J. M., Hunt, W. F., Graves, A. K., Bass, K. L., & Caldwell, A. (2011) Exploring fecal indicator bacteria in a constructed stormwater wetland. *Water Science & Technology*, 63(11), 2707- 2712. <https://doi:10.2166/wst.2011.539>
- Haugland, R., Sieftring, S., Lavender, J., & Varman, M. (2012). Influences of sample interference and interference controls on quantification of enterococci fecal indicator bacteria in surface water samples by the qPCR method. *Water Research*, 46(18), 5989-6001. <https://doi:10.1016/j.watres.2012.08.017>
- Hernández-Morga, J., León-Felix, J., Peraza-Garay, F., Gil-Salas, B., & Chaidez, C. (2009). Detection and characterization of hepatitis A virus and Norovirus in estuarine water samples using ultrafiltration-RT-PCR integrated methods. *Journal*

of *Applied Microbiology*, 107(5),1-12. <https://doi:10.1111/j.1365-2672.2008.04125.x>

INEGI. (2016). Agua potable y drenaje. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Disponible en: <http://cuentame.inegi.org.mx/territorio/agua/dispon.aspx?tema=T>. Consultado el 20 de agosto del 2016.

ISPC. (2010). Detección de Norovirus en muestras de agua de la ciudad de Antofagasta, Chile. Instituto de Salud Pública de Chile. Disponible en: [http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0301-732X2003000100010](http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0301-732X2003000100010). Consultado el 21 de septiembre del 2016.

JAPAC. (2015). Los distintos tipos de agua que existen en nuestro planeta. Agua y Salud para todos. Junta Municipal de Agua y Alcantarillado de Culiacán. Disponible en: <http://japac.gob.mx/2015/11/02/los-distintos-tipos-de-agua-que-existen/>. Consultado el 17 noviembre del 2015.

Jang, C. S., & Liang, C. P. (2017). Characterizing health risk associated with recreational swimming at Taiwanese beaches by using quantitative microbial risk assessment. *Water Science & Technology*, 77(2):wst2017571. <https://doi:10.2166/wst.2017.571>

Jiménez, M., (2011). *Salmonella* spp., en ríos del valle de Culiacán, detección, diseminación, PFGE tipificación y resistencia a antibióticos, Tesis doctorado, Culiacán, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C. 123 p.

- Jiménez, M., & Chaidez, C. (2012). Improving *Salmonella* determination in Sinaloa rivers with ultrafiltration and most probable number methods. *Environmental Monitoring Assessment*, 184, 4271-4277. <https://doi:10.1007/s10661-011-2262-9>
- Jiménez–Moleón, M. C., & Gómez-Albores, M. A. (2011). Waterborne diseases in the state of Mexico, Mexico (2000–2005). *Journal of Water and Health*, 9(1), 200-207. <https://doi:10.2166/wh.2010.149>
- Kay, D., Fleisher, J. M., Salmon, R. L., Jones, F., Wyer, M. D., Godfree, A. F., ... Shore, R. (1994). Predicting likelihood of gastroenteritis from sea bathing: results from randomised exposure. *Lancet*, 344, 905-909.
- Kiely, G. (1999). *Ingeniería Ambiental: Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión* (1ra ed). Madrid, ES: McGraw-Hill.
- Korajkic, A., McMinn, B. R., & Harwood, V. J. (2018). Relationships between microbial indicators and pathogens in recreational water settings. *Environmental Research and Public Health*, 15, 1-39. <https://doi:10.3390/ijerph15122842>
- Lawniczak, A. E., Zbierska, J., Nowak, B., Achtenberg, K., Grześkowiak, A., & Kanas, K. (2016) Impact of agriculture and land use on nitrate contamination in groundwater and running waters in central-west Poland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188-172. [https://doi.org/10.1007/s10661-016-5167-](https://doi.org/10.1007/s10661-016-5167-9)



- le Roux, W. J., Schaefer, L. M., & Genthe, B. (2012). Microbial water quality in the upper Olifants River catchment: implications for health. *African Journal of Microbiology Research*, 6(36), 6580–6588. <https://doi:10.5897/AJMR12.1204>
- LeFevre, G. H., Paus, K. H., Natarajan, P., Gulliver, J. S., Novak, P. J., & Hozalski, R.M. (2014) Review of dissolved pollutants in urban storm water and their removal and rate in bioretention cells. *Journal of Environmental Engineering*, 141(1), 1-23. [https://doi:10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000876](https://doi:10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000876)
- Leyva, B. (2009). Identificación y cuantificación de plaguicidas en agua del río Culiacán. Tesis maestría. Culiacán, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C. 113 p.
- LGEEPA. (2016). Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al ambiente. Diario Oficial de la Federación.
- Libhaber, M., & Orozco, A. (2012). Sustainable Treatment and Reuse of Municipal Wastewater: For Decision Makers and Practicing Engineers (1ra ed). Londres, UK: IWA Publishing.
- López, J. A., & Pinagua, J. I. (2000). Panorama actual de las aguas minerales y mineromedicinales en España. Madrid, ES: Instituto Tecnológico de España. Ministerio de Medio Ambiente.
- López, O., León, J., Jiménez, M., & Chaidez, C. (2009). Detección y resistencia a antibióticos de *Escherichia coli* y *Salmonella* en agua y suelo agrícola. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 32(2), 119-126.

- Luo, Y., Guo, W., Ngo, H. H., Nghiem., L. D., Hai, F. I., Zhang, J. & Liang, S. (2014). A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 473-474, 619-641.
- Maier, R., Pepper, I., & Gerba, C. (2009) Environmental microbiology (2nd ed). Amsterdam, NL: Elsevier.
- Maine, M. A., Sánchez, G. C., Hadad, H. R., Caffaratti, S. E., Pedro, M. C., Di Luca, G. A., & Mufarrege, M.M. (2016). Humedales construidos para tratamiento de efluentes de industrias metalúrgicas en Santa Fe, Argentina. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7, 5-16.
- Marcos, A., Gómez, M., & Hung, A. (2014). Detección del virus de la Hepatitis A en dos muestras de agua del Río Sechura, usando transcriptasa-reversa PCR en tiempo real. *Salud y Tecnología Veterinaria*, 2, 1-6.
- Martin-Ortega, J., Ferrier, R. C., & Gordon, I J. (2015). Water Ecosystem Services. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Meals, D. W., Harcum, J. B., & Dressing, S. A. (2013). Monitoring for microbial pathogens and indicators. U.S. Environmental Protection Agency by Tetra Tech, Inc., Fairfax, VA, pp 29.
- Muñoz, D., Grau, C., Marval, H., & Martínez, C. (2012). Identificación de bacterias del género *Vibrio* asociadas a zonas productoras de moluscos bivalvos, Estado Sucre, Venezuela. *Revista Científica*, 22(5), 459-467.

Nazeer, S., Hashmi, M. Z., & Malik, R. N. (2014) Heavy metals distribution, risk assessment and water quality characterization by water quality index of the River Soan, Pakistan. *Ecological Indicators*, 43. <https://doi:10.1016/j.ecolind.2014.03.010>

Norma Mexicana. NMX-AA-113-SCFI-1999- Determinación de huevos de helminto- Método de prueba.

Norma Mexicana. NMX-AA-038-SCFI-2001. Determinación de turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

Norma Oficial Mexicana. NOM-001-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes de la nación.

Norma Oficial Mexicana. NOM-003-ECOL-1997. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público.

Norma Oficial Mexicana. NOM-210-SSA1-2014. Calidad del agua- Determinación del número más probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli* presuntiva.

OMS. (1989). Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agricultural and aquaculture. World Health Organization. Geneva, SW, pp 187.

OMS. (2003). Guidelines for safe recreational water environments. Vol. 1. Coastal and Fresh Waters. World Health Organization, Geneva, SW, pp. 82–87.

- OMS. (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Vol 4. Excreta and greywater use in agricultura. World Health Organization, Geneva, SW, pp 182.
- OMS. (2016). Aguas recreativas. World Health Organization. Disponible en [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/bathing/es/](http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/es/) Consultado el 21 de septiembre de 2016.
- OMS. (2016). Quantitative microbial risk assessment: application for water safety management. World Health Organization, Geneva, SW, pp. 171–179.
- OMS. (2019). Agua y salud. World Health Organization. Disponible en <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>. Consultado el 26 de abril de 2019.
- Ortiz, C., López, M., & Rivas, F. (2012). Prevalencia de helmintos en la planta de aguas residuales del municipio El Rosal, Cundinamarca. *Revista Salud Pública*, 14(2), 296-304. <https://doi:10.1590/s0124-00642012000200010>
- Peeters, A. (2014). Global trade impacts on biodiversity and ecosystem services. San Diego, CA: Elsevier Inc.
- Petterson, S. R., Stenström, T. A., & Ottoson, J. (2015). A theoretical approach to using faecal indicator data to model norovirus concentration in surface water for QMRA: Glomma River, Norway. *Water Research*, 9(15), 31-37. <https://doi:10.1016/j.watres.2015.12.037>

- Perk, M. (2013). *Soil and water contamination* (2nd ed). London, UK: Taylor & Francis Group.
- Pozo, J., Elozegi, A., Díez, J., & Molinero, J. (2009). Capítulo 10: Dinámica y relevancia de la materia orgánica: Conceptos y técnicas de ecología fluvial, ISBN: 978-84-96515-87-1, 141-167.
- Rheinheimer, G. (2012). *Microbial ecology of a brackish water environment*. Berlin, DE: Springer Science and Business Media.
- Rodríguez, H. B., González, L. C., Trigueros, J.A., Ávila, J. A., & Arciniega, M.A. (2016). Calidad del agua: caracterización espacial en época de sequía en el Río Fuerte, Sinaloa, México. *Ciencia desde el Occidente*, 3, 35-47.
- Rojas, M., Orta, M., & Franco, V. (2011). Urban agriculture, using sustainable practices that involve the reuse of wastewater and solid waste. *Agricultural Water Management*, 98, 1388-1394. <https://doi:10.1016/j.agwat.2011.04.005>
- Rubio-Arias, H. O., Rey-Burciaga, N.I., Quintana, R.M., Ochoa-Rivero, J.M., Saucedo-Terán, R.A., & Ortiz-Delgado, R. C. (2016) Recreational water quality index (RWQI) for Colina Lake in Chihuahua, Mexico. *Acta Universitaria*, 26(3), 14-22. <https://doi:10.15174/au.2016.901>
- Ruiz-Luna, A., Hernández-Guzmán, R., García-De León, F. J., & Ramírez-Huerta, A. L. (2017). Potential distribution of endangered Mexican golden trout (*Oncorhynchus chrysogaster*) in the Rio Sinaloa and Rio Culiacan basins (Sierra Madre Occidental) based on landscape characterization and species distribution

- models. *Environmental Biology of Fishes*, 100, 981-993.  
<https://doi:10.1007/s10641-017-0624-z>
- Sánchez, A., Mendoza, F., Enríquez, T., Encinas, T., Portillo, G., & Grijalva, M. (2014). Síndrome de mortalidad temprana del camarón. Reporte de Ciencia y Desarrollo. Disponible en: <http://www.cyd.conacyt.gob.mx/269/articulos/sindrome-mortalidad-temprana-camaron.html>. Consultado el 18 de septiembre de 2016.
- Sarkar, C., & Abbasi, S. A. (2006) Qualidex-A new software for generating water quality indice. *Environmental Monitoring and Assessment*, 119(1-3), 201–231.  
<https://doi:10.1007/s10661-005-9023-6>
- Shapawi, R. (2015). Aquaculture ecosystems: Adaptability and sustainability. London, UK: John Wiley and Sons.
- Shibata, T., & Solo-Gabriele, H. M. (2012). Quantitative microbial risk assessment of human illness from exposure to marine beach sand. *Environmental Science & Technology*, 46, 2799–2805. <https://doi:10.1021/es203638x>
- Smith, B.A., Ruthman, T., Sparling, E., Auld, H., Comer, N., Young, I., ... Fazil, A. (2015). A risk modeling framework to evaluate the impacts of climate change and adaptation on food and water safety. *Food Research International*, 68, 78–85.  
<https://doi:10.1016/j.foodres.2014.07.006>
- Soller, J. A., Schoen, M. E., Bartrand, T., Ravenscroft, J. E., & Ashbolt, J. N. (2010). Estimated human health risks from exposure to recreational waters impacted by

human and non-human sources of faecal contamination. *Water Research*, 44(16), 4674-4691. <https://doi:10.1016/j.watres.2010.06.049>

Soller, J. A., Schoen, M. E., Varghese, A., Ichia, A. M., Boehm, A. B., Eftim, S., ... Ravenscroft, J. E. (2014). Human health risk implications of multiple sources of fecal indicator bacteria in a recreational waterbody. *Water Research*, 66, 254-264. <https://doi:10.1016/j.watres.2014.08.026>

Solorzano-Meza, J. L., Meza-Montenegro, M. M., Mondaca-Fernandez, I., Gortares-Moroyoqui, P., Vega-Millan, C. B., Balderas-Cortes, J. J. (2018). Trace element concentrations in sediments and water from Bahia de Lobos, Sonora, México. *Journal of Aquaculture, Fisheries & Fish Science*, 2(2), 118-129. <https://doi:10.25177/JAFFS.2.2.1>

Spellman, F., & Drinan, J. (2004). Manual del agua potable. España: Ed. Acribia.

Sunger, N. (2013). Quantitative health risk assessment of recreational water users in Philadelphia. Tesis Doctoral. Drexel University, Philadelphia, PA. pp 198.

Sunger, N., Hamilton, K. A., Morgan, P. M., & Haas, C. N. (2018). Comparison of pathogen-derived 'total risk' with indicator-based correlations for recreational (swimming) exposure. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-11. <https://doi:10.1007/s11356-018-1881-x>

Teklehaimanot, G. Z., Coetzee, M. A. A., & Momba, M. N. B. (2015). Faecal pollution loads in the wastewater effluents and receiving water bodies: a potential threat to the health of Sedibeng and Soshanguve communities, *South Africa*.

*Environmental Science and Pollution Research*, 21, 9589–9603.

<https://doi:10.1016/j.scitotenv.2015.03.019>

Tietjen, T., Vahatalo, A., & Wetzel, G. (2004). Effects of clay mineral turbidity on dissolved organic carbon and bacterial production. *Aquatic Sciences*, 67(1), 51-60. <https://doi:10.1007/s00027-004-0753-2>

Tseng, L. Y., & Jiang, S. C. (2012). Comparison of recreational health risks associated with surfing and swimming in dry weather and post-storm conditions at Southern California beaches using quantitative microbial risk assessment (QMRA). *Marine Pollution Bulletin*, 64(5), 912-918. <https://doi:10.1016/j.marpolbul.2012.03.009>

U. S. EPA. (1976). Quality criteria for water. US Environmental Protection Agency, Washington, DC. pp 501.

U. S. EPA. (1986). Quality criteria for bacteria - 1986. Report No. EPA 440-5-86-001. US Environmental Protection Agency, Washington, DC. pp 395.

U. S. EPA. 1995. Method 507. Determination of Nitrogen and Phosphorus containing pesticides in water by gas chromatography with a Nitrogen-Phosphorus detector. National Exposure Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Cincinnati, OH: Environmental Protection Agency.

U. S. EPA. 1995. Method 508. Determination of chlorinated pesticides in water by gas chromatography with an electron capture detector. National Exposure Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Cincinnati, OH: Environmental Protection Agency.



- U. S. EPA. 2002. Workshop on monitoring oxidation-reduction processes for ground-water restoration. Dallas, TX: Environmental Protection Agency. pp 147.
- U. S. EPA. 2002. The microbiology of drinking water - Part 1 – Water quality and public health, Methods for the examination of waters and associated materials. United States: Environment Protection Agency. pp 55.
- U.S. EPA, (2010). Quantitative microbial risk assessment to estimate illness in freshwater impacted by agricultural animal sources of fecal contamination. EPA 822-R-10-005. pp 456.
- U. S. EPA. (2011). Introduction to the national pretreatment program. United States: Environmental Protection Agency. pp 91.
- U. S. EPA. (2014). Microbiological risk assessment (MRA) tools, methods, and approaches for water media. United States: EPA-820-R-14-009. Environment Protection Agency. pp 146.
- Walsh, P., & Wheeler, W. (2012). Water quality index aggregation and cost benefit analysis. Washington, DC., United States: Environmental Protection Agency. pp 26.
- Wang, L., & Pereira, N. (2012). Biological treatment processes. Totowa, NJ: Springer Science and Business.
- Wetzel, R. (2001). Limnology: Lake and river ecosystem (3rd ed). San Diego, CA: Elsevier.

Yang, S. L., Xu, K. H., Milliman, J. D., Yang, H. F., & Wu, C. S. (2015). Decline of Yangtze River water and sediment discharge: Impact from natural and anthropogenic changes. *Scientific Reports*, 5,12581. <https://doi:10.1038/srep12581>

## Abreviaturas

AINES	Antinflamatorios no esteroideos
°C	Grado (s) Celsius
CDC	Centers for Disease Control and Prevention
CE-CCA	Criterios Ecológicos de Calidad del Agua
cm	Centímetros
Cols.	Colaboradores
COT	Carbono orgánico total
Cu	Cobre
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
DGE	Dirección General de Epidemiología
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DBO5	Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días
DQE	Department of Environmental Quality
DQO	Demanda Química de Oxígeno
Ed	Edición
EPA	Environmental Agency Protection
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
Fe	Hierro
h	Hora
k	Constante de velocidad de desinfección
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
K	Potasio
L	Litros
LGEEPA	Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente
Log	Logaritmos
m <sup>3</sup>	Metros cúbicos
min	Minutos
mm	Milímetros
mg	Miligramos
mL	Mililitros
MOPG	Materia orgánica particulada gruesa
MOPF	Materia orgánica particulada fina
N <sub>2</sub>	Nitrógeno
ng	Nano gramos
NO <sub>3</sub>	Nitrito
NMP	Número Mas Probable
O <sub>3</sub>	Ozono
OD	Oxígeno disuelto
OMS	Organización Mundial para la Salud, por sus siglas en inglés
P	Fosforo

Pb	Plomo
pH	Potencial Hidrógeno
pp	Páginas
S	Azufre
s	Segundos
sp	Especie
SS	Sólidos Suspendidos
SST	Sólidos Solubles Totales
UAS	Universidad Autónoma de Sinaloa
UFC	Unidad formadora de colonias
USDA	United State Department of Agriculture
UV	Ultra violeta
Zn	Zinc
µg	Microgramos
µg	Microlitros



Dra. Maribel Jiménez Edeza &lt;maribel.jimenez.edeza@gmail.com&gt;

---

## Your article has been accepted! Here's what comes next

1 mensaje

---

**cs-author@wiley.com** <cs-author@wiley.com>  
Para: maribel.jimenez.edeza@gmail.com

13 de mayo de 2021, 05:40

Dear Maribel Jimenez,

Article ID: WEJ12724

Article DOI: 10.1111/wej.12724

Internal Article ID: 17098095

Article: Fecal bacterial contamination of rivers: evolution, suitability, and health risk implications for recreational use

Journal: Water and Environment Journal

Congratulations on the acceptance of your article for publication in Water and Environment Journal.

Your article has been received and the production process is now underway. We look forward to working with you and publishing your article. Using Wiley Author Services, you can track your article's progress.

### Not registered on Wiley Author Services?

Please click below and use [maribel.jimenez.edeza@gmail.com](mailto:maribel.jimenez.edeza@gmail.com) to register to ensure you find the article in your dashboard. **NOTE:** Please don't forward this message to co-authors. This registration link can only be used once. Your co-authors have received their own invitation emails with unique links.

[https://authorservices.wiley.com/index.html#register-invite/5DXCeglpSXXrkdSXRcN\\_P82S4ElbKstvd6SzR48nl9g%3D?campaign=email\\_invitation-new](https://authorservices.wiley.com/index.html#register-invite/5DXCeglpSXXrkdSXRcN_P82S4ElbKstvd6SzR48nl9g%3D?campaign=email_invitation-new)

### Already registered?

Please click below to login - if you are using a different email address to [maribel.jimenez.edeza@gmail.com](mailto:maribel.jimenez.edeza@gmail.com), you will need to manually assign this article to your Dashboard (see [How do I assign a missing article to My Dashboard?](#)):

[https://authorservices.wiley.com/index.html#login?campaign=email\\_invitation-new](https://authorservices.wiley.com/index.html#login?campaign=email_invitation-new)

If applicable, a list of available actions will appear below – check out your Author Services Dashboard for all actions related to your articles.

Sign your license agreement (REQUIRED) -- you will receive an email when this task is ready on your dashboard.

Track your article's progress to publication

Make your article open access. Your institution or funder may help you publish your article open access, making it immediately and freely available to read, download, and share. [Learn more here.](#)

Access your published article

Share your published article with colleagues

If you need any assistance, please click [here](#) to view our Help section.

Sincerely,

Wiley Author Services



[← Back to Dashboard](#)

### Manage this article



Water and Environment Journal

Fecal bacterial contamination of rivers: evolution, suitability, and health risk implications for recreational use

DOI: 10.1111/wej.12724

Status: In Production

### Grow the impact of your research



#### Make this article open access

Open access makes your article immediately and freely available to read, download, and share.





Article publication charge:

USD	EUR	GBP
3100	2583	2067

Discounts may be available. Final charge and currency based on billing address.

[Order open access](#)

### Publication History

-  Submitted August 26, 2020
-  Final revisions submitted March 28, 2021
-  Accepted May 8, 2021
-  In Production

### Help with this article

#### Funders and affiliations

Funding and affiliation information for this article may be updated at



**Fecal bacterial contamination of rivers: evolution, suitability, and health risk implications for recreational use**

Journal:	<i>Water and Environment Journal</i>
Manuscript ID	WEJ-10696-20.R2
Manuscript Type:	Full length original research paper
Keywords:	Environmental Assessment, Health, Pollution, Recreation, River

SCHOLARONE™  
Manuscripts

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

1 **Title:**

2 **Fecal bacterial contamination of rivers: evolution, suitability, and health risk implications for**  
3 **recreational use**

4  
5 **Short title:**

6  
7 **Health risk assessment for recreational use of rivers in Sinaloa**

8  
9 **Authors:** K. Sarai Arce-Navarro, Gloria M. Castañeda-Ruelas, Jose G. Romero-Quintana, Jose G. Rendon-  
10 Maldonado, Claudia R. Leon-Sicairos, Maribel Jiménez-Edeza\*

11 Programa Regional de Posgrado en Biotecnología, Laboratorio de Investigación y Diagnóstico  
12 Microbiológico, Facultad de Ciencias Químico-Biológicas, Universidad Autónoma de Sinaloa. Blvd. de las  
13 Américas - Josefa Ortiz de Domínguez S/N, Ciudad Universitaria, 80013 Culiacán, Sinaloa, México.

14  
15 K. Sarai Arce-Navarro

16 E-mail: [kenia.arce.navarro@gmail.com](mailto:kenia.arce.navarro@gmail.com)

17 Gloria M. Castañeda-Ruelas.

18 E-mail: [gloria.ruelas@uas.edu.mx](mailto:gloria.ruelas@uas.edu.mx)

19 ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8970-0035>

20 Jose G. Romero-Quintana

21 E-mail: [geovanniromero@uas.edu.mx](mailto:geovanniromero@uas.edu.mx)

22 ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2646-106X>

23 Jose G. Rendon-Maldonado

24 E-mail: [jgrendonm@uas.edu.mx](mailto:jgrendonm@uas.edu.mx)

25 ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9823-6913>

26 Claudia R. Leon-Sicairos

27 E-mail: [claudialeonsicairos@uas.edu.mx](mailto:claudialeonsicairos@uas.edu.mx)

28  
29 \* Corresponding author: Maribel Jiménez-Edeza (Ph. D.)

30 E-mail: [mjimeneze@uas.edu.mx](mailto:mjimeneze@uas.edu.mx)

31 ORCID: <http://orcid.org/0000-0002-9835-9665>



1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

## ABSTRACT

The suitability of rivers for recreational purposes is an important issue in public health and water management. A quantitative microbial risk assessment was conducted using a dataset of *E. coli* concentrations in three Sinaloa rivers from 2013–2018 to define the level of fecal contamination and estimate the risks of acquiring gastrointestinal infections (GI) from recreational exposure. Fecal contamination was conditioned by river flow or time ( $p > 0.05$ ) and increase during summer in urban areas. The national laws classify these rivers as suitable for recreational activities. However, the dose-response model estimated the probability of acquiring GI during recreational use ( $>1.0 \times 10^{-4}$ ), which imply the occurrence of 283 and 788 GI annually in adults and children, respectively. This research exposes the risk for the development of GI in the population of the region, especially in children; and justify the controlling microbiological quality of rivers used for recreational use.

**Keywords:** Gastrointestinal illness, pollution, QMRA, water recreation, rivers.

## HIGHLIGHTS

1. First report of the evolution of the faecal pollution of fresh water of the north-central rivers of Sinaloa and its implication in health due to recreational.
2. The behavior of faecal pollution warns the increase of the concentration de *E. coli* in warm months and towards the urban and agricultural areas.
3. QMRA denote that the recreational use of the rivers in Sinaloa could represent an important exposure route for the development of GI in the population of the region.

## INTRODUCTION

Fresh and marine waters are frequently affected by microbiological contamination resulting from anthropogenic activities, including agricultural, industrial, urban (CONAGUA 2016), and livestock activities (Hathaway *et al.* 2011). Similarly, the influence of effluent from wastewater treatment plants as a vehicle for the dissemination of microorganisms has been described (Kotlarska *et al.* 2015). Microbiological contamination can prevail when receiving water bodies compromise the environmental and sanitary quality of these resources (Stone *et al.* 2008). Exposure to water contaminated with infectious agents increases the risk of contracting gastrointestinal (GI) infections during recreational or irrigation use (WHO – World Health Organization 2016). The World Health Organization (WHO) estimates that 842 000 cases of deaths occur worldwide due to GI diseases associated with inadequate water, which represents 1.5% of the total disease burden and 58% of diarrheal diseases (Prüss-Ustün *et al.* 2014; WHO 2020). *Escherichia coli*,

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

1 *Shigella*, *Cryptosporidium*, and *Giardia* have been identified as the main etiological agents of fecal origin  
2 (WHO – World Health Organization 2003; Hlavsa *et al.* 2015; Clarke *et al.* 2017).  
3 Several authors have recognized the problem of chemical and microbiological contamination of surface  
4 water and its potential relationship with GI diseases in Mexico (Rubio-Arias *et al.* 2016). The National  
5 Epidemiology Department (NED) reported 5 360 604 cases of GI in 2019 nationally (DGE 2020),  
6 presumably related to contact with contaminated food or water. In Sinaloa, 146 890 cases of GI diseases  
7 were reported in 2019. In addition, the NED reported cases of salmonellosis, shigellosis, cholera, giardiasis,  
8 and hepatitis A (DGE 2020), which are considered pathogens of waterborne diseases worldwide (Hlavsa *et*  
9 *al.* 2015). However, this epidemiological association has not yet been clarified in Mexico.  
10 Given the presence of infectious agents in recreational waters, and the use of this environmental resource  
11 for anthropogenic activities, research has been conducted to determine the exposure-response relationship  
12 that links the concentrations of microorganisms in the water (accidentally ingested) with reported GI disease  
13 rates (Colford *et al.* 2007). Quantitative microbial risk assessment (QMRA) is a mathematical model that  
14 predicts the risks of infection, disease, and death due to exposure to pathogens via the environment (Smith  
15 *et al.* 2015; WHO – World Health Organization 2016). The success of a QMRA model is based on the  
16 correct description and argumentation of its elements: (i) hazard identification, (ii) exposure assessment,  
17 (iii) evaluation of the dose-response, and (vi) risk characterization (Haas *et al.* 1999; EPA 2010).  
18 Fecal contamination of water with pathogenic bacteria, viruses, and protozoa remains one of the main causes  
19 of waterborne diseases worldwide (Prüss-Ustün *et al.* 2014). QMRA for specific pathogens is not always  
20 feasible or the data are not available. *E. coli* and *Enterococcus* spp. are used as fecal indicator bacteria (FIB),  
21 since both bacteria are of intestinal origin (Korajkic *et al.*, 2018). In particular, *E. coli* is recognized as a  
22 regulatory microbiological limit for water safety (Meals *et al.* 2013; WHO – World Health Organization  
23 2016). In contrast, certain limitations have been described for the use of *E. coli* as an FIB, including its  
24 vulnerability to survival in natural environments and the geographical and temporal variability (Gitter *et al.*  
25 2020). Although the absence of this indicator does not guarantee the absence of fecal pathogens (van  
26 Lieverloo *et al.* 2007), high concentrations of *E. coli* have been linked to waterborne diseases (Clarke *et al.*  
27 2017). FIB can also contain pathogenic subsets (*e.g.*, *E. coli* O157:H7) that can be considered for a QMRA  
28 (Clarke *et al.* 2017).  
29 Regulations for sanitary and ecological water quality in Mexico include NOM-001-SEMARNAT-1996,  
30 NOM-003- SEMARNAT-1997, and CE-CCA-001/89, which are based on fecal coliform limits (1000  
31 MPN·100 mL<sup>-1</sup>) as a microbiological standard to evaluate the ecological quality of water and its suitability  
32 for use (DOF 1989; DOF 1997). FIB concentration was measured owing to their local regulatory importance  
33 for recreational water usage.

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

1 In Sinaloa, some studies have reported that surface water bodies are reservoirs of various pathogenic  
2 microorganisms, such as *Salmonella* spp. (López *et al.* 2009; Jiménez & Chaidez 2012; Fuhrmann *et al.*  
3 2016), hepatitis A virus (Hernández-Morga *et al.* 2009), *Giardia*, and *E. coli* (López *et al.* 2009; Ahumada-  
4 Santos *et al.* 2014). The presence of FIB denotes contamination by fecal origin and anthropogenic activity  
5 (Chagas *et al.* 2010). The presence of FIB does not necessarily denote the presence of pathogens (Gitter *et*  
6 *al.* 2020), but is an indicator of fecal pollution and therefore, is a potential health risk during recreational  
7 activities.

8 Various water bodies provide many economic activities in Sinaloa. The largest amount of water is used for  
9 agricultural irrigation, livestock, and aquaculture farms in the region (CONAGUA 2015). All these activities  
10 generate effluents contaminated by physicochemical and microbiological agents before reaching bays and  
11 estuaries (Ahumada-Santos *et al.* 2014). In addition, waste discharges from rural populations that do not  
12 have adequate drainage and sanitation systems affect the local water resources and can contribute to fecal  
13 contamination (Ahumada-Santos *et al.* 2014).

14 Water resources have been traditionally used as economic and recreational sources in Sinaloa, Mexico.  
15 However, the microbiological quality of these resources has been questioned (Hernández-Morga *et al.* 2009;  
16 López *et al.* 2009; Jiménez & Chaidez 2012; Ahumada-Santos *et al.* 2014; Fuhrmann *et al.* 2016), and the  
17 information available is limited to its epidemiological relationship with waterborne diseases. For a better  
18 understanding of the effect of fecal contamination of water resources in Sinaloa on human health, the  
19 integration of microbiological water quality monitoring and estimation of health risks is needed to fill this  
20 gap. This study aimed to determine the microbiological quality and health risk associated with the  
21 recreational use of major rivers in Sinaloa, Mexico, from 2013–2018.

## 22 MATERIALS AND METHODS

### 23 Location and characteristics of the study site

24 A longitudinal study was conducted to describe the fate of fecal pollution of the Culiacan, Sinaloa, and El  
25 Fuerte rivers, and its implication in the risk of acquiring GI diseases in Sinaloa. [The rivers of Culiacan,](#)  
26 [Sinaloa, and El Fuerte are in the 010, 074, and 075 irrigation districts of Sinaloa, respectively \(Figure 1\).](#)  
27 The districts are in the northern part of the Pacific coast, between meridians 105° 23' 32" and 109° 26' 52"  
28 OL, and parallels 22° 28' 02" and 27° 02' 32" NL. The districts are characterized by developing agricultural  
29 activities near the rivers mentioned. Sinaloa is characterized by a semi-dry warm climate with an annual  
30 average temperature and precipitation of 22 °C and 729 mm, respectively (INEGI 2016).

### 31 Dataset of *E. coli* concentrations

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

1 This study used a dataset of microbial water quality of the Culiacan River, El Fuerte River, and Sinaloa  
2 River provided by the National Water Commission of Mexico. The microbiological quality of the water was  
3 determined using *E. coli* as a fecal indicator (MPN·100 mL<sup>-1</sup>), which was measured at different sites along  
4 with the flow of the Culiacan (*n* = 5), Sinaloa (*n* = 5), and El Fuerte rivers (*n* = 8) during 2013–2018. The  
5 dataset contained 596 observations of *E. coli* quantified from surface water samples collected from the  
6 Culiacan (*n* = 165), Sinaloa (*n* = 168), and El Fuerte (*n* = 263) rivers. Monitoring points were selected from  
7 the downtown area of the city (0 km) to the coast. Table 1 summarizes the *E. coli* data recorded during this  
8 period in the three rivers. Quantification of *E. coli* in water samples was performed using the IDEXX  
9 Colilert™ Most Probable Number (MPN) method according to the manufacturer's instructions. This  
10 methodology was selected because it is highly reproducible for the determination of *E. coli* in a natural  
11 water matrix (Kinzelman *et al.* 2005). The *E. coli* values of <1 MPN·100 mL<sup>-1</sup> and >2419.6 MPN·100 mL<sup>-1</sup>  
12 were considered as 1 MPN·100 mL<sup>-1</sup> and 2419.6 MPN·100 mL<sup>-1</sup>, respectively. The difference in the number  
13 of water samples between the rivers depended on the availability of the collection point.

#### 15 Water Volume Ingested (WVI)

16 It has been previously reported that the WVI and exposure time varies with the age of the swimmer (Dufour  
17 *et al.* 2006). Studies have reported that the estimated WVI for children and adults is 37 mL and 16 mL,  
18 respectively, per event when swimming (Dufour *et al.* 2006; Dorevitch *et al.* 2011). The WVI during  
19 recreational activities for both populations was fitted by a lognormal statistical distribution (Ln). The  
20 parameters of the WVI are listed in Table 2.

#### 22 Exposure assessment

23 The exposure assessment of this study assumes a scenario to estimate the risk of acquiring GI infections  
24 during recreational use of a certain river in Sinaloa, Mexico. Certain factors were considered to integrate  
25 this QMRA: (i) the concentration of *E. coli* from the rivers of Sinaloa during 2013–2018 (dataset of  
26 CONAGUA), (ii) the volume of water ingested by children or adults, and (iii) the exposure frequency of the  
27 population.

28 For analysis of the population exposure, the data of WVI (mL) and *E. coli* concentrations (MPN·100 mL<sup>-1</sup>)  
29 were fitted to a normal distribution using the Anderson Darling, Kolmogórov-Smirnov (K-S) or chi-square  
30 ( $\chi^2$ ) tests in the Oracle Crystal Ball software (vs. 11.1.2.3.500). Table 2 presents a summary of the data used  
31 in this study.

32 For exposure assessment, the total population of Sinaloa was considered to estimate annual GI cases.  
33 According to the Mexican population census in 2015 (INEGI 2020), Sinaloa has a total population of 2 966  
34 321 inhabitants, of which 26.5 % are considered to be children.

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

1 A Monte Carlo simulation was used to generate 10 000 iterations for a fitted WVI and *E. coli* concentration  
2 dataset (Table 2). The exposure was calculated using Equation (1):

$$3 \quad D = VC \quad (1)$$

4 where  $D$  is the exposure dose,  $V$  is the volume of water ingested, and  $C$  is the concentration of *E. coli*  
5 (MPN·100 mL<sup>-1</sup>) ingested during a water recreational event.

### 7 Dose-Response model and risk characterization

8 This is an exploratory risk assessment study not based on a conventional dose-response framework, where  
9 the dose-response model is non-threshold in nature. This alternative model considers the presence of a  
10 threshold dose that is required to be ingested to produce infection or disease. Using this model and the  
11 ingested dose calculated above, the risk of illness for an individual exposed to a single event of swimming  
12 was estimated. The inferior and superior threshold values used were 1 MPN and 2419.6 MPN, respectively.  
13 To address a single recreational exposure to water contaminated with FIB, the data of *E. coli* were fitted in  
14 a dose-response model by using the exponential Equation 2 (Sunger & Haas 2015):

$$15 \quad P = a + (1 - a)(1 - e^{-kd}) \quad (2)$$

16 where  $P$  is the probability of risk of infection for an individual exposed to *E. coli* dose  $d$  through ingestion.  
17  $a$  and  $k$  are parameters that characterize the dose-response relationship referred to as *E. coli* infectivity  
18 constants.

19 The annual infection risks were estimated using Equation 3:

$$20 \quad P(\text{year}) = 1 - (1 - P)^n \quad (3)$$

21 where  $P(\text{year})$  is the annual cumulative risk of infection,  $P$  is the probability of illness for an individual  
22 exposed during recreational activities on a certain number of days “ $n$ ” in a year. For this QMRA, “ $n$ ” is  
23 assumed to be 6 days per year (Fuhrimann *et al.* 2016; Clarke *et al.* 2017).

### 25 Disability-Adjusted Life-Years

26 Risk characterization was conducted to integrate hazard identification, exposure assessment, and the dose-  
27 response relationship to determine a health outcome (risk of infection, illness, and mortality) (Haas *et al.*  
28 1999). The final risk was expressed in disease burden, that is, disability-adjusted life-years (DALYs) per  
29 year. DALYs are the possible adverse health effects on humans from exposure to pathogens (Katukiza *et al.*  
30 2014). For this assessment, the DALYs for pathogenic *E. coli* were based on the strain with the most  
31 severe outcomes, *E. coli* O157:H7 (Howard *et al.* 2006). The severity weights were taken from Fuhrimann  
32 *et al.* (2016) and the duration for the different outcomes were taken from Katukiza *et al.* (2014). The average  
33 life expectancy at birth of 75.8 years in Sinaloa was obtained from the National Institute of Statistics and  
34 Geography. DALY was calculated using Equations 4 and 5 (Chhipi-Shrestha *et al.* 2017).

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

$$Risk\ of\ disease\ (P_{ill}) = P_{inf,y} * P_{ill/inf} \quad (4)$$

$$DALY = P_{ill} * mdf * fs \quad (5)$$

where  $P_{inf,y}$  is the risk of infection per year,  $P_{ill/inf}$  is the risk of disease given infection, DBPC is disease burden per case (DALY/year), and  $fs$  is the susceptibility fraction. The values 0.53 and 0.9, for  $P_{ill/inf}$  and  $fs$  parameters respectively, were obtained from the literature (Havelaar & Melse 2003; Chhipi-Shrestha *et al.* 2017).

**Statistical analysis**

The dataset of *E. coli* was analyzed using descriptive statistics estimators: geometric mean, standard deviation, coefficient of variation (%CV), and confidence interval ( $IC_{95}$ ). ANOVA and non-parametric tests were used to estimate the difference in *E. coli* levels between the rivers and time. A value of  $p \leq 0.05$  was considered statistically significant. Excel (vs.16.39) and Minitab (vs.19.2020.1.0) were used for the analyses.

**RESULTS**

**Microbiological quality of the rivers in northwest Sinaloa during 2013-2018**

Figure 2 and Table 1 summarize the behavior and descriptive analysis of the *E. coli* levels monitored in the rivers of the north-center of Sinaloa during 2013–2018, respectively. The geometric mean limit of *E. coli* among the sampling points of the three rivers ranged from 2.0–227 MPN·100 mL<sup>-1</sup>, with higher *E. coli* concentrations in the Culiacan River (Table 1). The %CV indicated high fluctuation in the *E. coli* values at each sampling point of the rivers throughout the six years period evaluated (33%–120%). The  $IC_{95}$  determined at the river flow predicted *E. coli* average values below the national limit (200 MPN·100 mL<sup>-1</sup>) (DOF 1989) (Table 1). However, 15.8 % (26/165), 4.8 % (8/168), and 2.3 % (6/263) of the total water samples of the Culiacan River, Sinaloa River, and El Fuerte River, respectively, were found to be above this limit (DOF 1989) (Figure 2).

Statistical analysis showed that the level of fecal pollution was different between the studied rivers ( $H = 11.92, p = 0.003$ ), whose maximum values were mainly observed in the summer or warm months and the urban area (Figure 2). In addition, it was observed that the concentration of *E. coli* in the Culiacan River ( $F = 4.16, p = 0.010$ ) and El Fuerte River ( $F = 10.47, p = 0.000$ ) varied along the flow, but not overtime ( $p > 0.05$ ). Conversely, the contamination levels in the Sinaloa River remained unchanged in the flow ( $F = 1.04, p = 0.408$ ), but varied with time ( $F = 6.03, p = 0.001$ ) (Table 1).

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

### 1 Health risk estimation

2 Figure 3 summarizes the estimated health risk associated with exposure to *E. coli* due to water intake during  
3 the recreational use of the rivers of the north-center of Sinaloa for adults and children. The dose-response  
4 model estimated the probability of acquiring GI infections during the recreational use of the rivers ranging  
5 from  $1.1\text{--}2.7 \times 10^{-4}$  for children and  $1.1\text{--}1.8 \times 10^{-4}$  for adults. In addition, a positive correlation was  
6 observed between the *E. coli* levels of the rivers and the risk of GI ( $r = 0.979$ ,  $p = 0.000$ ) (Figure 3). The  
7 estimated GI risk was statistically significant between the population evaluated ( $F = 4.81$ ,  $p = 0.035$ ), but  
8 not between the rivers ( $H = 5.49$ ,  $p = 0.064$ ).

9 Table 3 shows the risk and number of estimated cases of GI infections associated with exposure to *E. coli*  
10 due to water intake during recreational use of the rivers of the north-center of Sinaloa. The average health  
11 risk estimated per river was  $1.5 \times 10^{-4}$ ,  $1.3 \times 10^{-4}$ , and  $1.2 \times 10^{-4}$  for the rivers of Culiacan, Sinaloa, and El  
12 Fuerte, respectively. The annual cumulative risk was estimated to be  $9.2 \times 10^{-4}$  for the Culiacan River,  $7.8$   
13  $\times 10^{-4}$  for the Sinaloa River, and  $7.5 \times 10^{-4}$  for El Fuerte River. These risk values represented up to 26 and  
14 99 cases of GI infections in the region. In addition, average DALYs were estimated as  $2.7 \times 10^{-2}$  for adults  
15 and  $3.1 \times 10^{-3}$  for children (Table 3).

### 17 DISCUSSION

18 One of the most important aspects of proper management of national water resources is the reduction and  
19 evaluation of the effects of public health threats associated with microbiological hazards. Traditionally, the  
20 quantification of fecal indicators, such as *E. coli* has been used to assess the microbial quality of freshwater  
21 (EPA 1986). The microbiological quality has been previously questioned in some rivers located in the north  
22 (El Fuerte River) and central (Humaya, Tamazula, and Culiacán river) areas of Sinaloa because of the  
23 detection of fecal indicators and *Salmonella* spp., respectively (Jiménez & Chaidez 2012; Rodríguez *et al.*  
24 2016). This study shows the evolution of the fecal pollution of freshwater from the Culiacan, Sinaloa, and  
25 El Fuerte rivers and their health effects because of recreational use.

26 Previous studies in Mexico have documented the contamination of water resources with pathogens of fecal  
27 origin (Hernández-Morga *et al.* 2009; López *et al.* 2009; Jiménez & Chaidez 2012; Ahumada-Santos *et al.*  
28 2014; Fuhrmann *et al.* 2016), and the effect of water as a contamination source on horticultural production  
29 has also been reported (González-Mendoza *et al.* 2015). Particularly in the Culiacan Valley, the  
30 concentration of *E. coli* has been determined, which varies from  $4 \text{ UFC}\cdot\text{mL}^{-1}$  to  $4.5 \times 10^5 \text{ UFC}\cdot\text{mL}^{-1}$  in  
31 natural water bodies (López *et al.* 2009). Canizalez-Roman *et al.* (2019) indicated that  $>33\%$  ( $n= 472$ ) of  
32 water samples collected from water resources from Sinaloa state showed *E. coli* concentrations above the  
33 permissible level for agricultural use ( $200 \text{ MPN}\cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ ). In the understanding of our methodology is  
34 restricted to a microbiological limit of quantification ( $1 \text{ MPN}\cdot 100 \text{ mL}^{-1}$  and  $2419.6 \text{ MPN}\cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ ) and that

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

1 could be exceeded, it should be noted that our results (Figure 2) agree with previous data in the regions. In  
2 addition, Abia *et al.* (2016) and Ebomah *et al.* (2019) reported similar values of *E. coli* in water samples of  
3 rivers, which have been linked to health risks for recreational water use.  
4 The presence of *E. coli* in these rivers indicates a constant pattern of fecal contamination in the region,  
5 which can be associated with urban or agricultural practices where the rivers are located (Table 1). Many  
6 studies have mentioned agriculture and urban activities as contamination sources of natural water bodies in  
7 Sinaloa (Hernández-Morga *et al.* 2009; López *et al.* 2009; Jiménez & Chaidez 2012; Ahumada-Santos *et*  
8 *al.* 2014; Fuhriemann *et al.* 2016; Canizalez-Roman *et al.* 2019). However, we do not dismiss the potential  
9 participation of other proposed sources, such as cattle/domestic animals and wildlife (Gitter *et al.* 2020).  
10 Ahumada-Santos *et al.* (2014) have explained the effect of wastewater discharges on the microbiological  
11 quality of water resources in Sinaloa. Although the amount of waste discharged into these water bodies is  
12 not estimated, CONAGUA (2018) pointed out that 63% and 38% of water generated by municipalities  
13 (218.1 m<sup>3</sup>/s) and industries (215.2 m<sup>3</sup>/s), respectively, were treated. In developing countries, it has been  
14 estimated that 80% (300–400 tons/ annually) of water wastes (domestic, urban, agricultural) are discharged  
15 without treatment on natural waterbodies (Ahumada-Santos *et al.* 2014).  
16 It can even be assumed that the contamination pattern could be varied along the flow or time, but with an  
17 increment in the *E. coli* concentration in the summer or warm months. The seasonality of high  
18 concentrations of the indicators of fecal pollution in rivers during summer has been evidenced, and it is  
19 mainly associated with warm environmental temperature and wastewater discharges (Sabae & Rabeih 2007).  
20 Jacob *et al.* (2015) described the risk of acquiring waterborne pathogens during the summer season due to  
21 the frequency of recreational practices. These results show the fecal pollution of river waters and highlight  
22 the importance of restoring and controlling microbiological quality, especially when microbial density and  
23 recreational practices tend to increase.  
24 As expected, fecal contamination predominated in the urban and agricultural areas (Table 1), and  
25 interestingly, the microbial load was diluted towards downstream flow. The endemic vegetation of aquatic  
26 ecosystems can act as a removal agent for physicochemical contaminants (Maine *et al.* 2016) and FIB  
27 (Hathaway *et al.* 2011). The natural dilution of freshwater resources can vary and depend on the volume of  
28 the water body, flow rate, and other factors. In addition, the growth rates of microorganisms in aquatic  
29 ecosystems vary with the temperature and intensity of solar radiation (Haas 1983). Chittoor Viswanathan  
30 and Schirmer (2015) have demonstrated that the improvement in water quality should be carried out through  
31 the adoption of a combination of fluvial restoration measures (widening of the riverbed, creation of  
32 wetlands, and improvement of flow), the implementation of engineering alterations to basin infrastructure  
33 (stormwater controls and wastewater treatment plants), and active public participation in water management.



1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

1 Water quality is a public health and environmental concern; therefore, the specific pathogens responsible  
2 for contamination and their exposure routes should be investigated. The recreational suitability of the rivers  
3 of Sinaloa was explored in this study. The geometric mean and IC<sub>95</sub> of *E. coli* in the river water samples  
4 showed levels below the microbiological limits established by Mexican legislation (DOF 1989; DOF 1997),  
5 allowing their use for recreational activities (200 MPN·100 mL<sup>-1</sup>) and public reuse service (1000 MPN·100  
6 mL<sup>-1</sup>). Similarly, the regulatory standard of the Environmental Protection Agency of the United States of  
7 America, applied to assess recreational water activities (126 CFU·100 mL<sup>-1</sup> geometric mean over a month),  
8 would allow the recreational uses of these rivers. However, QMRA indicates a relevant health risk (Table  
9 3).

10 Although, the determination of a QMRA is based on analyzing waterborne pathogens (Gitter et al., 2020),  
11 the regulations in Mexico, based the microbiological quality of water on the determination of FIB (DOF,  
12 1989; DOF 1997), therefore the monitoring of waterborne pathogens could be limited. Therefore, this study  
13 presents a dose-response model based on the use of *E. coli* as a reference microorganism for estimating GI  
14 infection risks during recreational water exposure. And the interpretation of the results is limited to the  
15 concentration of *E. coli*, assumed values of the input parameters, and chosen scenario of recreational  
16 exposure with accidental water ingestion (Pettersson et al. 2016; Korajkic et al. 2018). The use of FIB should  
17 take with caution, while Korajkic et al. (2018) described the usefulness of FIB as a general faecal  
18 contamination indicator of freshwater and in wet weather, some factors may limit its measurement, such as  
19 its weak relationship with waterborne viruses or the values could be conditioned due to nature of water,  
20 faecal contamination source and detection rates.

21 On the other hand, Sunger and Haas (2015) predicted a health risk of  $5.2 \times 10^{-2}$  to  $10^{-3}$  for recreational water  
22 use in the rivers of Philadelphia (USA). Some studies have exhibited an increased health risk (0.28–0.52)  
23 for aquatic recreational activities in South Africa (Ebomah et al. 2019). The variation in estimated health  
24 risk depends on the data and model employed. The studied rivers showed risk values (Table 3, Figure 3)  
25 higher than the limit ( $1.0 \times 10^{-4}$ ) declared by the WHO for aquatic recreational activities (WHO 2003),  
26 meaning that the calculated risk of *E. coli* in adults ( $1.2 \times 10^{-4}$  to  $1.7 \times 10^{-4}$ ) and children ( $1.0 \times 10^{-3}$  to  $8.6$   
27  $\times 10^{-4}$ ) implied 1–2 in 10,000 people and 8–10 children in 10,000 people getting infected. DALYs risk in  
28 adults ( $2.7 \times 10^{-2}$ ) and children ( $3.1 \times 10^{-2}$ ) implied 20 (adults) to 30 (children) in 10,000 people getting  
29 infected. This indicated that the recreational use of the Sinaloa rivers represents an important exposure route  
30 for the development of GI infection in the population of the region, especially in children (Table 3). The  
31 Environmental Protection Agency declared that the acceptable risk level has been adjusted from 8 to 36  
32 cases of GI infections per 1000 individuals (EPA 2012). Conducting QMRA with other detected pathogens  
33 in these rivers could better understand their suitability for use.

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

1 There is evidence that GI infections are an important cause of morbidity and mortality in Mexico (DGE  
2 2020), where water could be a vector based on the microbiological quality reported and the estimation of  
3 the health risk observed. The NED reported that GI infections represent the second or third most common  
4 diseases in the entity from 2013–2019, with an average of 145 082 annual cases (DGE 2020). The highest  
5 occurrence of GI infections in Sinaloa was in 2018 (155 820), followed by 2017 (156 793), and 2013 (155  
6 035) (DGE 2020), and its occurrence could be linked to the high concentrations of *E. coli* observed in the  
7 studied rivers. In summer, swimming is a frequent practice because of the hydration conditions of the surface  
8 water bodies in the region (Jacob *et al.* 2015; Rodríguez *et al.* 2016). Therefore, the calculated risk in the  
9 Culiacan River, Sinaloa River, and El Fuerte River have epidemiological relevance to justify the occurrence  
10 of the annual GI infections reported in Sinaloa and propose the restoration of water quality to maintain  
11 microbiological levels within safe limits.

## CONCLUSIONS

14 Our results provide an overview of the evolution of the fecal pollution of freshwater from the north-central  
15 rivers of Sinaloa during 2013-2018 and its implication in public health because of recreational use. Fecal  
16 pollution of rivers seems to be stable over time and is influenced by regional practices and nature of each  
17 irrigation district, but it can be noted that the concentration of *E. coli* in all rivers increases in the warm  
18 months and towards urban and agricultural areas. Since swimming in natural water bodies is a regional  
19 custom mainly in summer, it should not be underestimated in terms of public health. This study proposes a  
20 QMRA model that expose the importance of recreational use of the rivers of Sinaloa and justify the potential  
21 of water as a vector of GI infections in the region.

## Acknowledgments

24 This research was supported by Universidad Autónoma de Sinaloa (Grant PROFAPI). K. Sarai Arce-  
25 Navarro's scholarship was provided by the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT). The  
26 authors wish to express their gratitude to the Comité Estatal de Sanidad Acuícola de Sinaloa (CESASIN)  
27 for their collaboration.

## Conflict of Interest

30 The authors declare no conflict of interest for this article.

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

## REFERENCES

- Abia, A. L. K., Ubomba-Jaswa, E., Genthe, B. and Momba, M. N. B. (2016) Quantitative microbial risk assessment (QMRA) shows increased public health risk associated with exposure to river water under conditions of riverbed sediment resuspension. *Sci. Total Environ.*, **566–567**, 1143–1151.
- Ahumada-Santos, Y. P., Báez-Flores, M. E., Díaz-Camacho, S. P., Uribe-Beltrán, M. J., López-Angulo, G., Vega-Aviña, R., Chávez-Durán, F., Montes-Avila, J., Carranza-Díaz, O., Moder, M., Kuschik, P. and Delgado-Vargas, F. (2014) Spatiotemporal distribution of the bacterial contamination of agricultural and domestic wastewater discharged to a drainage ditch (Sinaloa, Mexico). *Cienc. Mar.*, **40(4)**, 277–289.
- Canizalez-Roman, A., Velazquez-Roman, J., Valdez-Flores, M. A., Flores-Villaseñor, H., Vidal, J. E., Muro-Amador, S., Guadrón-Llanos, A. M., González-Nuñez, E., Medina-Serrano, J., Tapia-Pastrana, G. and León-Sicairos, N. (2019) Detection of antimicrobial-resistant diarrheagenic *Escherichia coli* strains in surface water used to irrigate food products in the northwest of Mexico. *Int. J. Food Microbiol.*, **304**, 1–10.
- Clarke, R., Peyton, D., Healy, M. G., Fenton, O. and Cummins, E. (2017) A quantitative microbial risk assessment model for total coliforms and *E. coli* in surface runoff following application of biosolids to grassland. *Environ. Pollut.*, **224**, 739–750.
- Chagas, C., Santanoglia, O., Moreton, J., Paz, M. and Behrends, F. (2010) Movimiento superficial de contaminantes biológicos de origen ganadero en la red de drenaje de una cuenca de Pampa Ondulada. *Cienc. Suelo*, **28(1)**, 23–31.
- Chhipi-Shrestha, G., Hewage, K. and Sadiq, R. (2017) Microbial quality of reclaimed water for urban reuses: probabilistic risk-based investigation and recommendations. *Sci. Total Environ.*, **576(15)**, 738–751.
- CONAGUA. (2018) Estadísticas del agua en México: 2019 edición. Comisión Nacional del Agua Cd, México, México, p. 306.
- Colford, J. M., Wade, T. J., Schiff, K. C., Wright, C. C., Griffith, J. F., Sandhu, S. K., Burns, S., Sobsey, M., Lovelace, G. and Weisberg, S. B. (2007) Water quality indicators and the risk of illness at beaches with nonpoint sources of fecal contamination. *Epidemiology*, **18(1)**, 27–35.
- DGE Dirección General de Epidemiología. (2020) Distribución de casos nuevos de enfermedad por fuente de notificación. Available from: <http://www.epidemiologia.salud.gob.mx/anuario/html/anuarios.html> (Accessed 17 July, 2020).

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

- 1 DOF Diario Oficial de la Federación. (1989) Acuerdo por el que se establecen los criterios ecológicos de  
2 calidad del agua CE-CCA-001/89. Available from:  
3 [http://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=4837548&fecha=13/12/1989](http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4837548&fecha=13/12/1989) (Accessed 17 July, 2020).  
4 Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, Mexico.
- 5 DOF Diario Oficial de la Federación. (1997) Que establece los límites máximos permisibles de  
6 contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales México: secretaria de  
7 medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Available from:  
8 <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/60197.pdf> (Accessed 17 July  
9 2020), p. NOM-001- SEMARNAT-1996.
- 10 Dorevitch, S., Panthi, S., Huang, Y., Li, H., Michalek, A. M., Pratap, P., Wroblewski, M., Liu, L., Scheff,  
11 P. A. and Li, A. (2011) Water ingestion during water recreation. *Water Res.*, **45**(5), 2020–2028.
- 12 Dufour, A. P., Evans, O., Behymer, T. D. and Cantú, R. 2006. Water ingestion during swimming activities  
13 in a pool: A pilot study. *J. Water Health*, **4**(4), 425–430.
- 14 Ebomah, K., Sibanda, T., Adefisoye, M., Nontongana, N., Nwodo, U. and Okoh, A. (2019) Evaluating  
15 Nahoon Beach and Canal Waters in Eastern Cape, South Africa: A public health concern. *Pol. J. Environ.*  
16 *Stud.*, **28**(3), 1115–1125.
- 17 EPA. (1986) Quality criteria for bacteria –1986. Report No. EPA 440-5-86-001. US Environmental  
18 Protection Agency, Washington, DC, United States, and America, p. 395.
- 19 EPA. (2010) Quantitative microbial risk assessment to estimate illness in freshwater impacted by  
20 agricultural animal sources of faecal contamination. Report No. EPA 822-r-10-005. US Environmental  
21 Protection Agency, Washington, DC, United States, and America, p. 395.
- 22 EPA. (2012) Recreational water quality criteria Report 820-F-12-058. US Environmental Protection  
23 Agency, Washington, DC, USA, and America.
- 24 Fuhrmann, S., Winkler, M. S., Stalder, M., Niwagaba, C. B., Babu, M., Kabatereine, N. B., Halage, A. A.,  
25 Utzinger, J., Cissé, G. and Nautá, M. (2016) Disease burden due to gastrointestinal pathogens in a  
26 wastewater system in Kampala, Uganda. *Microb. Risk Anal.*, **4**, 16–28.

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

- 1 Gitter, A., Mena, K. D., Wagner, K. L., Boellstorff, D. E., Borel, K. E., Gregory, L. F., Gentry, T. J. and  
2 Karthikeyan, R. (2020) Human health risks associated with recreational waters: preliminary approach of  
3 integrating quantitative microbial risk assessment with microbial source tracking. *Water*, 12(2), 1–16.
- 4 González-Mendoza, D., Torrentera-Olivera, N. G., Ceceña, C. and Grimaldo-Juarez, O. 2015. Water as  
5 contamination source of *Salmonella* and *E. coli* in vegetable production in Meixco: a review. *Rev. bio cienc.*,  
6 3(3), 156–162.
- 7 Haas, C. N. (1983) Effect of effluent disinfection on risks of viral disease transmission via recreational water  
8 exposure. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 55, 1111–1116.
- 9 Haas, C., Rose, J. and Gerba, C. (1999) Quantitative microbial risk assessment: 2<sup>nd</sup> edition. Jhon Wiley &  
10 Sons Inc., p. 427.
- 11 Hathaway, J. M., Hunt, W. F., Graves, A. K., Bass, K. L., and Caldwell, A. (2011) Exploring faecal indicator  
12 bacteria in a constructed stormwater wetland. *Water Sci. Technol.*, 63(11), 2707–2712.
- 13 Havelaar, A. H. and Melse, J. M. (2003) Quantifying public health risks in the WHO guidelines for drinking  
14 waterwater quality: A burden of disease approach. RIVM, Bilthoven, Netherlands
- 15 Hernández-Morga, J., Leon-Felix, J., Peraza-Garay, F., Gil-Salas, B. G. and Chaidez, C. (2009) Detection  
16 and characterization of hepatitis A virus and Norovirus in estuarine water samples using ultrafiltration–RT–  
17 PCR integrated methods. *J. Appl. Microbiol.*, 106(5), 1579–1590.
- 18 Hlavsa, M. C., Roberts, V. A., Kahler, A. M., Hilborn, E. D., Mecher, T. R., Beach, M. J., Wade, T. J.,  
19 Yoder, J. S. and Centers for Disease Control and Prevention (CDC) (2015) Outbreaks of illness associated  
20 with recreational water – United States, 2011–2012. *M.M.W.R Morb. Mortal. Wkly. Rep.*, 64(24), 668–672.
- 21 Howard, G., Pedley, S. and Tibatemwa, S. (2006) Quantitative microbial risk assessment to estimate health  
22 risks attributable to water supply: can the technique be applied in developing countries with limited data? *J.*  
23 *Water Health*, 4(1), 49–65.
- 24 INEGI. (2016) Anuario estadístico y geográfico de Sinaloa, 2016. Instituto Nacional de Estadística y  
25 Geografía Aguascalientes, MX. 477 p.
- 26 INEGI. (2020). Available from:  
27 <http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/sin/poblacion/default.aspx?tema=me&e=25>  
28 (accessed 17 July, 2020).

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

- 1
- 2
- 3
- 4
- 5
- 6
- 7
- 8
- 9
- 10
- 11
- 12
- 13
- 14
- 15
- 16
- 17
- 18
- 19
- 20
- 21
- 22
- 23
- 24
- 25
- 26
- 27
- 28
- 29
- 30
- 31
- 32
- 33
- 34
- 35
- 36
- 37
- 38
- 39
- 40
- 41
- 42
- 43
- 44
- 45
- 46
- 47
- 48
- 49
- 50
- 51
- 52
- 53
- 54
- 55
- 56
- 57
- 58
- 59
- 60
- 1
- 2 Jacob, P., Henry, A., Meheut, G., Charni-Ben-Tabassi, N., Ingrand, V. and Helmi, K. (2015) Health risk assessment related to waterborne pathogens from the river to the tap. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, **12**(3), 2967–2983.
- 5 Jiménez, M. and Chaidez, C. (2012) Improving Salmonella determination in Sinaloa rivers with ultrafiltration and most probable number methods. *Environ. Monit. Assess.*, **184**(7), 4271–4277.
- 7 Katukiza, A. Y., Ronteltap, M., van der Steen, P., Foppen, J. W. A. and Lens, P. N. L. (2014) Quantification of microbial risks to human health caused by waterborne viruses and bacteria in an urban slum. *J. Appl. Microbiol.*, **116**(2), 447–463.
- 10 Kinzelman, J. L., Singh, A., Ng, C., Pond, K. R., Bagley, R. C. and Gradus, S. (2005) Use of IDEXX Colilert-18® and Quanti-Tray/2000 as a rapid and simple enumeration method for the implementation of recreational water monitoring and notification programs. *Lake Reservoir Manag.*, **21**(1), 73–77.
- 13 Korajkic, A., McMinn, B. R., and Harwood, V. J. (2018) Relationships between microbial indicators and pathogens in recreational water settings. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, **15**(12), 1–39.
- 15 Kotlarska, E., Luczkiewicz, A., Pisowacka, M. and Burzyński, A. (2015) Antibiotic resistance and prevalence of class 1 and 2 integrons in *Escherichia coli* isolated from two wastewater treatment plants, and their receiving waters (Gulf of Gdansk, Baltic Sea, Poland). *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, **22**(3), 2018–2030.
- 19 López, O., León, J., Jiménez, M. and Chaidez, C. (2009) Detección y resistencia a antibióticos de *Escherichia coli* y *Salmonella* en agua y suelo agrícola. *Rev. Fitot Mex.*, **32**(2), 119–126.
- 21 Maine, M. A., Sánchez, G. C., Hadad, H. R., Caffaratti, S. E., Pedro, M. C., Di Luca, G. A. and Mufarrege, M. M. (2016) Humedales construidos para tratamiento de efluentes de industrias metalúrgicas en Santa Fe, Argentina. *Tecnol. Cienc. Agua*, **7**(1), 5–16.
- 24 Meals, D. W., Harcum, J. B. and Dressing, S. A. (2013) Monitoring for microbial pathogens and indicators. U.S. Environmental Protection Agency. Available from: [https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-05/documents/tech\\_notes\\_9\\_dec2013\\_pathogens.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-05/documents/tech_notes_9_dec2013_pathogens.pdf) (accessed 17 July, 2020).

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

- 1 Petterson, S. R., Stenström, T. A., and Ottoson, J. (2016) A theoretical approach to using fecal indicator  
2 data to model norovirus concentration in surface water for QMRA: Glomma River, Norway. *Water Res.*,  
3 **91**, 31–37.
- 4 Prüss-Ustün, A., Bartram, J., Clasen, T., Colford, J. M., Cumming, O., Curtis, V., Bonjour, S., Dangour, A.  
5 D., De France, J., Fewtrell, L., Freeman, M. C., Gordon, B., Hunter, P. R., Johnston, R. B., Mathers, C.,  
6 Mäusezahl, D., Medlicott, K., Neira, M., Stocks, M., Wolf, J. and Cairncross, S. (2014) Burden of disease  
7 from inadequate water, sanitation and hygiene in low- and middle-income settings: a retrospective analysis  
8 of data from 145 countries. *Trop. Med. Int. Health*, **19**(8), 894–905.
- 9 Rodríguez, H. B., González, L. C., Trigueros, J. A., Ávila, J. A. and Arciniega, M. A. (2016) Calidad del  
10 agua: caracterización espacial en época de sequía en el Río Fuerte, Sinaloa, México. *Cienc. Occident.*, **3**(1),  
11 35–47.
- 12 Rubio-Arias, H. O., Rey-Burciaga, N. I., Quintana, R. M., Ochoa-Rivero, J. M., Saucedo-Terán, R. A. and  
13 Ortiz-Delgado, R. C. 2016. Recreational water quality index for Colina Lake in Chihuahua, Mexico. *Acta*  
14 *Univ.*, **26**(3), 14–22.
- 15 Sabae, S. Z. and Rabeih, S. A. (2007) Evaluation of the microbial quality of the river Nile waters at Damietta  
16 branch, Egypt. *Egypt. J. Aquat. Res.*, **33**(1), 301–311.
- 17 Smith, B. A., Ruthman, T., Sparling, E., Auld, H., Comer, N., Young, I., Lammerding, A. M. and Fazil, A.  
18 (2015) A risk modeling framework to evaluate the impacts of climate change and adaptation on food and  
19 water safety. *Food Res. Int.*, **68**, 78–85.
- 20 Stone, D. L., Harding, A. K., Hope, B. K. and Slaughter-Mason, S. (2008) Exposure assessment and risk of  
21 gastrointestinal illness among surfers. *J. Toxicol. Environ. Health A*, **71**(24), 1603–1615.
- 22 Sunger, N. and Haas, C. N. (2015). Quantitative microbial risk assessment for recreational exposure to water  
23 bodies in Philadelphia. *Water Environ. Res.*, **87**(3), 211–222.
- 24 Van Lieverloo, J. H. M., Blokker, E. J. M. and Medema, G. (2007) Quantitative microbial risk assessment  
25 of distributed drinking water using faecal indicator incidence and concentrations. *J. Water Health*, **5**  
26 Supplement 1, 131–149.

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

1 Chittoor Viswanathan, V. C. and Schirmer, M. 2015. Water quality deterioration as a driver for river  
2 restoration: a review of case studies from Asia, Europe, and North America. *Environ. Earth Sci.*, 74(4),  
3 3145–3158.  
4  
5 WHO: World Health Organization. (2003) Guidelines for safe recreational water environments. Coastal and  
6 Fresh. Waters. World Health Organization, Geneva, Switzerland, pp. 82–87.  
7  
8 WHO: World Health Organization. (2016) Quantitative microbial risk assessment: application for water  
9 safety management. World Health Organization, Geneva, Switzerland, 171–179.  
10  
11 WHO World Health Organization. (2020) Preventing diarrhea through better water, sanitation, and hygiene:  
12 exposure and impacts in low- and middle-income countries. Available from:  
[https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/gbd\\_poor\\_water/en/](https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/gbd_poor_water/en/) (Accessed 02 December,  
2020).



**Table 1** Descriptive analysis of *E. coli* (MPN·100 mL<sup>-1</sup>) levels monitored in the rivers of the north-center of Sinaloa between 2013 and 2018.

River	Site	Sample	2013	2014	2015	2016	2017	2018	GMS <sup>a</sup>	DE	% CV	IC <sub>95</sub>	A	U	AC
Culiacan	1	Puente negro	32	57	33	107	161	227	36	104	78	75	76.9 - 131.0		X
	2	USE	35	26	8	41	14	11	5	19	14	74	14.4 - 23.6		X
	3	San Pedro	35	29	17	19	30	24	46	29	9	31	26.0 - 31.9		X
	4	El Limoncito	35	20	176	131	14	17	25	64	71	111	40.5 - 87.5	X	X
	5	El Molino	28	11	6	6	7	4	4	16	14	85	10.6 - 21.4	X	X
Sinaloa <sup>b</sup>	6	Bamoa	34	26	16	43	19	9	3	19	14	73	14.3 - 23.7	X	X
	7	Guasave	33	17	16	68	18	21	6	23	23	98	15.2 - 30.9		X
	8	Tamazula	34	17	29	60	21	16	23	28	16	60	22.6 - 33.4	X	X
	9	La Brecha	34	16	35	27	20	12	23	22	8	38	19.3 - 24.7	X	X
	10	Alamito	33	6	8	23	14	12	7	12	6	54	9.9 - 14.1	X	X
ElFuerte <sup>a</sup>	11	El Mahone	34	4	13	3	3	4	3	6	6	108	3.9 - 8.0		X
	12	El Fuerte	34	4	5	2	3	2	2	3	1	37	2.7 - 3.3	X	X
	13	Baroten	35	21	4	3	3	4	2	6	7	120	3.7 - 8.4	X	X
	14	Mochicalhui	34	65	98	33	27	39	35	52	30	57	41.9 - 62.1	X	X
	15	San Miguel	35	17	20	31	12	29	23	22	8	34	19.4 - 24.7	X	X
	16	Cohuibampo	34	15	16	27	9	5	17	15	8	53	12.3 - 17.7	X	X
	17	San Jose de A.	35	10	11	11	7	4	7	8	3	33	7.0 - 9.0	X	X
	18	Las Grullas	22	25	ND	17	10	16	32	17	11	68	12.1 - 21.9	X	

GMS: Geometric mean for the six-year dataset. DE: Standard deviation. CV: Coefficient of variation (%). IC<sub>95</sub>: Confidence interval 95%. ND: Not determined. <sup>a</sup> Within the GMS, values in bold denote statistical differences between sampling points of each river. <sup>b</sup> Within the flow of each year, values in bold denote statistical differences between each year evaluated.

Table 2 Model data and distributions.

Parameter	Distributions/ Values	References
a	0.000105	EPA (1986)
k	0.0000511	
V	Ln (0, 0.02, 1.51) <sup>a</sup> Adults Ln (0, 0.04, 1.39) <sup>a</sup> Children	Dorevitch <i>et al.</i> (2011)
<i>C<sub>E.coli</sub></i> Puente negro	Ln(0, 4.49, 1.94) <sup>a</sup>	CONAGUA. 2018
<i>C<sub>E.coli</sub></i> USE	Ln (0, 2.70, 2.24) <sup>a</sup>	CONAGUA. 2018
<i>C<sub>E.coli</sub></i> San Pedro	Ln (-1.49, 3.22, 1.84) <sup>a</sup>	CONAGUA. 2018
<i>C<sub>E.coli</sub></i> El Limoncito	Lg (3.60, 0.80) <sup>b</sup>	CONAGUA. 2018
<i>C<sub>E.coli</sub></i> Sataya	U (-0.16, 4.78) <sup>c</sup>	CONAGUA. 2018
<i>C<sub>E.coli</sub></i> Bamoa	W (-2.12, 5.40, 3.72) <sup>d</sup>	CONAGUA. 2018
<i>C<sub>E.coli</sub></i> Guasave	Lg (2.96, 0.79) <sup>b</sup>	CONAGUA. 2018
<i>C<sub>E.coli</sub></i> Tamazula	Ln (-3.00, -3.00, 1.41) <sup>a</sup>	CONAGUA. 2018
<i>C<sub>E.coli</sub></i> La Brecha	Lg (2.96, 0.72) <sup>b</sup>	CONAGUA. 2018
<i>C<sub>E.coli</sub></i> Alamito Caimanero	Lg (2.96, 0.87) <sup>b</sup>	CONAGUA. 2018
<i>C<sub>E.coli</sub></i> El Mahone	Ga (-0.06, 0.90, 1.70) <sup>e</sup>	CONAGUA. 2018
<i>C<sub>E.coli</sub></i> El Fuerte	ME (0.69, 0.67) <sup>f</sup>	CONAGUA. 2018
<i>C<sub>E.coli</sub></i> Baroten	$\beta$ -PERT (-0.11, 0, 9.15) <sup>g</sup>	CONAGUA. 2018
<i>C<sub>E.coli</sub></i> Mochicachui	Lg (3.80, 0.67) <sup>b</sup>	CONAGUA. 2018
<i>C<sub>E.coli</sub></i> San Miguel Zapotitlan	$\beta$ (1.62, 5.39, 1.20, 2.01) <sup>h</sup>	CONAGUA. 2018
<i>C<sub>E.coli</sub></i> Coahuibampo	$\beta$ (-1.29, 4.88, 5.03, 3.02) <sup>h</sup>	CONAGUA. 2018
<i>C<sub>E.coli</sub></i> Son José de Ahome	Lg (2.09, 0.52) <sup>b</sup>	CONAGUA. 2018
<i>C<sub>E.coli</sub></i> Las Grullas	$\beta$ (0.88, 6.92, 1.61, 3.36) <sup>h</sup>	CONAGUA. 2018

a and k: parameters that characterize the dose-response relationship referred to as *E. coli* infectivity constants.

V: Volume of water ingested; MC: Monte Carlo simulation; C: *E. coli* concentration.

Distribution (parameters): <sup>a</sup> lognormal (location, mean, and standard deviation); <sup>b</sup>Logistics (mean, scale); <sup>c</sup>

Uniform (minimum and maximum); <sup>d</sup>Weibull/<sup>e</sup>Gamma (location, scale, and shape); <sup>f</sup>Maximum extreme

(most likely, scale); <sup>g</sup>  $\beta$ -PERT (minimum, most likely, and maximum); <sup>h</sup>  $\beta$  (min, max,  $\alpha$ , and  $\beta$ )

**Table 3** Risk and estimated cases of GI infections associated with exposure to *E. coli* due to water intake during the recreational use of the rivers of the north-center of Sinaloa.

River	Cities	Adult population	Children population	Adult <sup>a</sup>			Children <sup>b</sup>				
				Per event	Yearly	DALYs	Cases	Per event	Yearly	DALYs	Cases
Culiacan	Culiacan	762 924	296 693	$1.3 \times 10^{-4}$	$8.0 \times 10^{-4}$	$2.9 \times 10^{-2}$	99	$1.7 \times 10^{-4}$	$1.0 \times 10^{-3}$	$3.6 \times 10^{-2}$	50
	and Navolato										
Sinaloa	Guasave	212 654	82 699	$1.2 \times 10^{-4}$	$7.2 \times 10^{-4}$	$2.6 \times 10^{-2}$	26	$1.4 \times 10^{-4}$	$8.6 \times 10^{-4}$	$3.1 \times 10^{-2}$	12
El Fuerte	Ahome and El Fuerte	395 765	153 909	$1.2 \times 10^{-4}$	$7.4 \times 10^{-4}$	$2.5 \times 10^{-2}$	48	$1.3 \times 10^{-4}$	$7.0 \times 10^{-4}$	$2.7 \times 10^{-2}$	20

<sup>a</sup>Total population during 2015: 1 059 617 inhabitants of Culiacan and Navolato, 295 353 in Guasave, and 549 674 in Ahome and El Fuerte.

<sup>b</sup>Children population represented 28% of the population of Sinaloa during 2015.

DALYs:

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60

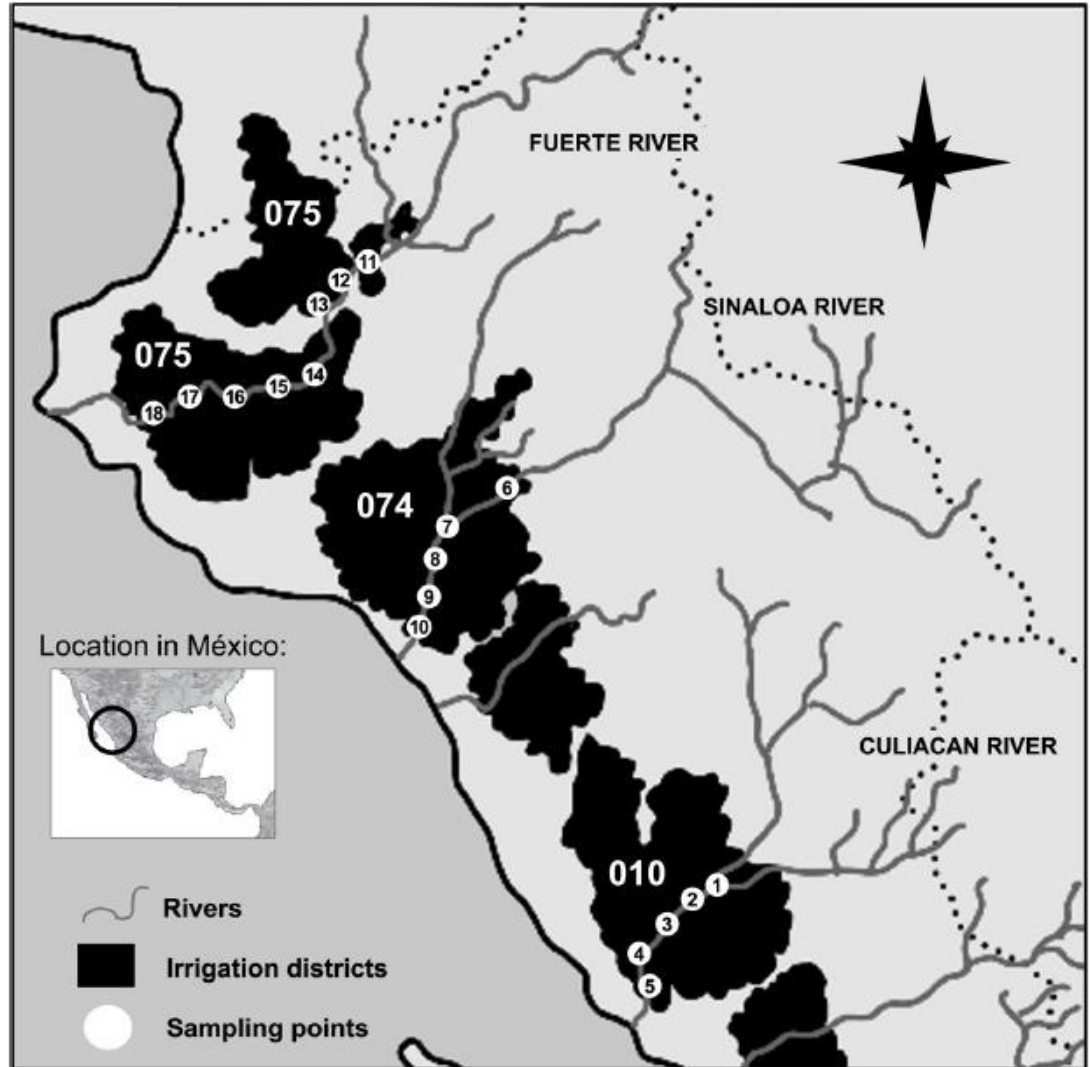
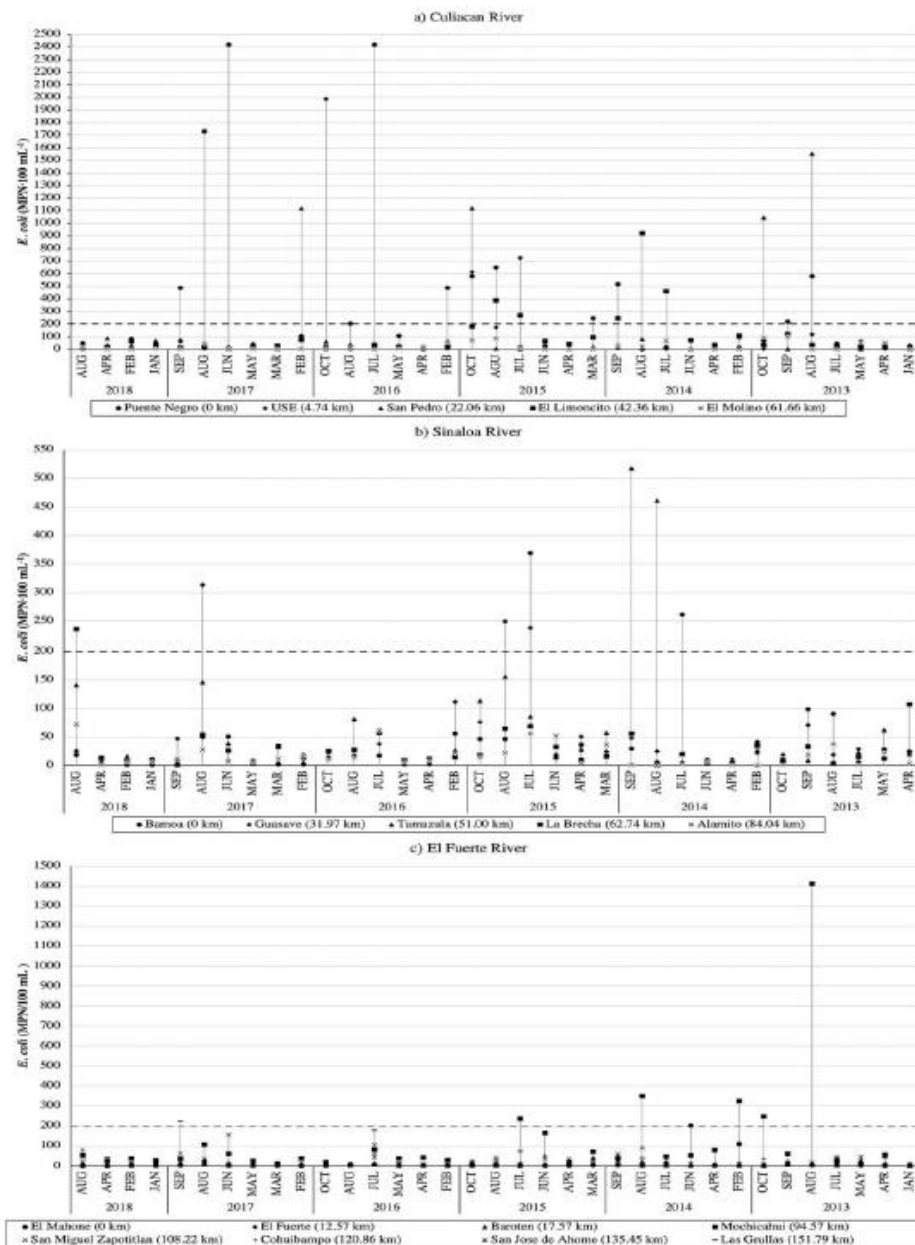
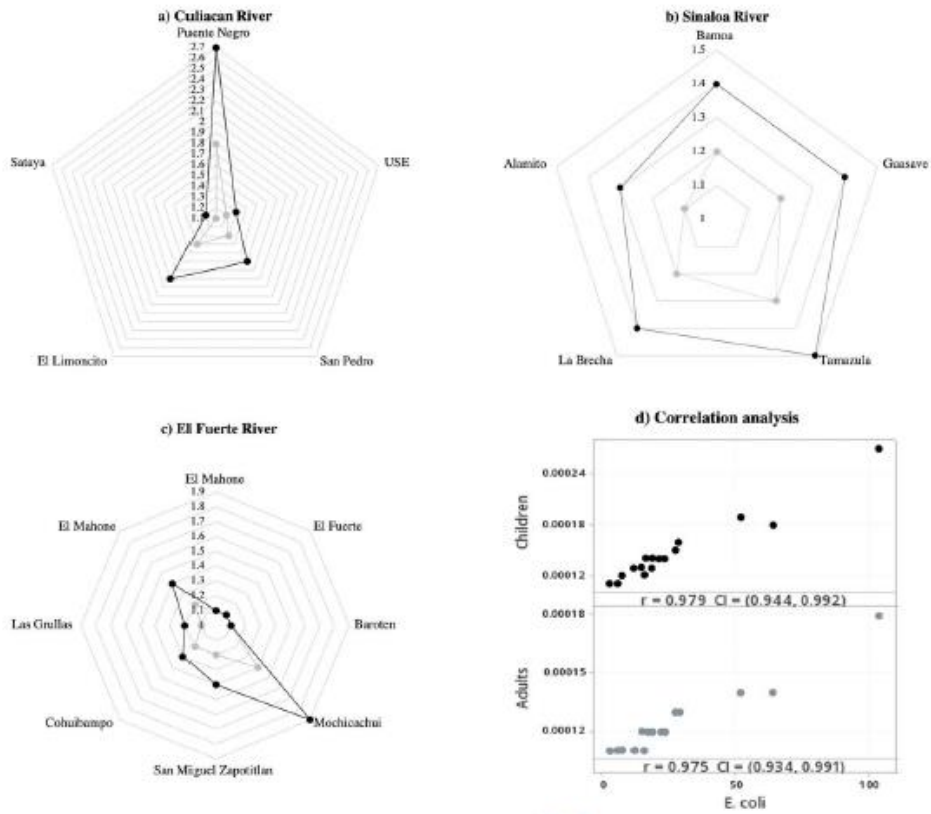


Figure 1. Map of Rivers located in Sinaloa, Mexico.



**Figure 2** Evolution of *E. coli* levels monitored in rivers of the north-center of Sinaloa during 2013-2018. The concentration of *E. coli* is illustrated for the Culiacan River (a), Sinaloa river (b), and El Fuerte River (c). The dashed line represents the national limit of *E. coli* acceptable for recreational activities in rivers (DOF 1989).

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35  
36  
37  
38  
39  
40  
41  
42  
43  
44  
45  
46  
47  
48  
49  
50  
51  
52  
53  
54  
55  
56  
57  
58  
59  
60



**Figure 3** Estimation of the health risks associated with exposure of *E. coli* due to water intake during the recreational use of the rivers of the north-center of Sinaloa. The values of health risk are expressed in a base of  $10^{-4}$ . Figure a (Culiacan River), b (Sinaloa River), and c (El Fuerte River) show the health risk along with the flow of rivers. Figure d describes the correlation between *E. coli* levels and health risk exposure. The black and gray dots represent children and adults, respectively.



# Viper Plagiarism Report

2021 Tesis PhD - KSAN.docx scanned May 14, 2021

Overall Score

**7%**

0.6%

Enfermedades - Ensayos - 1039 Palabras

<https://www.buenastareas.com/ensayos/Enfermedades>

0.5%

Normas Oficiales Mexicanas - gob.mx

<http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones>

0.4%

Distribución espaciotemporal de la contaminación...

[http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext)

0.4%

Establishing a spatial map of health risk assessment...

<https://link.springer.com/article/10.1007/s00477-017-1017-1>

0.3%

Quantitative microbial risk assessment for water...

<https://bmcmicrobiol.biomedcentral.com/articles/10.1186/s12876-017-0617-1>

0.2%

Irrigation water quality and the benefits of implementation...