



Contaminación por vertidos de aguas residuales: Una revisión de las interacciones microorganismos–microplásticos y sus posibles riesgos ambientales en aguas costeras colombianas

Sol Sáenz-Arias¹ , Ostin Garcés-Ordóñez^{1,2,3,*} , Tania L. Córdoba-Meza^{1,2} , Lina Blandon¹ , Luisa F. Espinosa Díaz^{1,2} , Lizbeth J. Vivas-Aguas^{1,2} , Miquel Canals³

(1) Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras -INVEMAR, calle 25 # 2-55 Rodadero, Santa Marta, Colombia.

(2) Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia, Santa Marta, Colombia.

(3) GRC Geociencias Marinas, Departamento de Dinámica de la Tierra y del Océano, Universitat de Barcelona, C/ Martí Franquès s/n, 08028, Barcelona, España.

* Autor de correspondencia: O. Garcés-Ordóñez [ostin.garces@invemar.org.co; ostingarces@ub.edu]

> Recibido el 21 de octubre de 2022 - Aceptado el 27 de diciembre de 2022

Como citar: Sáenz-Arias, S., Garcés-Ordóñez, O., Córdoba-Meza, T., Blandon, L., Espinosa Díaz, L., Vivas-Aguas, L., Canals, M. 2023. Contaminación por vertidos de aguas residuales: Una revisión de las interacciones microorganismos–microplásticos y sus posibles riesgos ambientales en aguas costeras colombianas. *Ecosistemas* 32(1): 2489. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2489>

Contaminación por vertidos de aguas residuales: Una revisión de las interacciones microorganismos–microplásticos y sus posibles riesgos ambientales en aguas costeras colombianas

Resumen: Los vertidos de aguas residuales en los ecosistemas acuáticos son fuente de microplásticos y microorganismos patógenos, que afectan la calidad ambiental y representan un riesgo para la biodiversidad y la salud humana. Los objetivos de esta revisión fueron: (i) analizar los impactos de los vertimientos de aguas residuales sobre la calidad sanitaria de aguas costeras de Colombia, y (ii) examinar los posibles riesgos ambientales de las interacciones entre microorganismos–microplásticos. Durante el 2021, en el marco del monitoreo ambiental marino de Colombia se midieron los coliformes termotolerantes–CTE y los enterococos fecales–EFE en muestras de agua marina superficial en 128 estaciones, registrándose concentraciones de 2–704 000 NMP de CTE/100 mL y de 1–3360 UFC de EFE/100 mL. Los municipios con mayor impacto sobre la calidad sanitaria del agua marina fueron Santa Marta (Caribe) y Tumaco (Pacífico). En relación con lo anterior, se revisaron 84 documentos sobre contaminación microbiológica e interacciones microorganismos–microplásticos en aguas costeras publicados entre 2005 y febrero/2021, examinando aspectos metodológicos, grupos microbianos más comunes, interacciones microorganismos–microplásticos y sus riesgos ambientales. En Colombia existen riesgos asociados a la contaminación microbiológica y por microplásticos en las aguas costeras que requieren atención. Es necesario mejorar la gestión de residuos; la investigación/monitoreo de las comunidades microbianas, sus genes de resistencia/virulencia; y las interacciones de dichas comunidades con los microplásticos y otros organismos comercialmente importantes.

Palabras clave: basura marina; Colombia; metagenómica; microplástico; riesgos ambientales; vectores de patógenos

Pollution by wastewater discharges: A review on microorganism–microplastic interactions and their possible environmental risks in Colombian coastal waters

Abstract: Wastewater discharges into aquatic ecosystems introduce microplastics and pathogenic microorganisms to the aquatic ecosystems, affecting the environmental quality and possibly representing a risk to biodiversity and human health. The aims of this review were: (i) to analyze the impacts of wastewater discharges on the sanitary quality of Colombian coastal waters, and (ii) to examine the possible environmental risks of the interactions between microorganisms and microplastics. During 2021, within the framework of the Colombian marine environmental monitoring, thermotolerant coliforms–CTE and fecal enterococci–EFE were measured in surface seawater samples at 128 stations, with concentrations of 2–704 000 NMP of CTE/100 mL and 1–3360 UFC of EFE/100 mL. The municipalities with the greatest impact on the sanitary quality of the seawater were Santa Marta in the Caribbean and Tumaco in the Pacific. As related to the previous, 84 documents were reviewed on microbiological pollution and microorganism–microplastic interactions in coastal waters published between 2005 and February 2021, which further helped to examine methodological aspects, the most common microbial groups, microorganism–microplastic interactions and the ensuing environmental risks. In Colombia there are potential risks associated with microbiological and microplastic pollution in coastal waters that require attention, which includes improving waste management; research and monitoring of microbial communities, their resistance and virulence genes; and gaining knowledge on the interactions of such communities with microplastics and other organisms of commercial importance.

Keywords: marine litter; Colombia; metagenomics; microplastic; environmental risks; pathogenic vectors

Introducción

A lo largo del tiempo, el océano ha sido el gran vertedero de una buena parte de los residuos y desechos generados por las actividades domésticas e industriales, circunstancia que ha deteriorado su calidad ambiental, poniendo en riesgo la salud de los ecosistemas marinos y también la de la humanidad (Landrigan et al. 2020). Entre los factores de degradación ambiental que actualmente reciben gran interés por parte de los gobiernos y la comunidad científica está la contaminación y los riesgos ambientales que producen los vertidos de aguas residuales con contenidos elevados de microorganismos patógenos — en adelante, m.o. — y también de microplásticos — en adelante, MPs (partículas plásticas menores de 5 mm) —, entre otros contaminantes (Naciones Unidas 2016; Löhr et al. 2017; Landrigan et al. 2020).

En los países en vías de desarrollo, del 80 al 90% de las aguas residuales generadas se vierten sin el tratamiento adecuado en cuerpos de agua naturales (Allaoui et al. 2015). En zonas urbanas con sistemas de alcantarillado deficientes, las aguas residuales rebosan en las épocas lluviosas y la escorrentía arrastra una amplia variedad de m.o. —entre los que se encuentran enterobacterias como *Escherichia coli*, *Salmonella* spp., así como otras bacterias potencialmente patógenas como *Pseudomonas* spp. — hacia los ambientes acuáticos naturales, léase ríos, lagunas y el mar (Ostoich et al. 2007; INVEMAR 2020). Algunas especies de dichos m.o. son patógenas para humanos y animales de importancia comercial, y tienen genes de resistencia farmacológica y de virulencia que incrementan su grado de patogenicidad (Boufafa et al. 2021; Wang et al. 2021).

Las aguas residuales son también una fuente importante de MPs, como lo son la agricultura, la pesca, el turismo, diversas industrias y el mal manejo de las basuras municipales (GESAMP 2016; Garcés-Ordóñez et al. 2020a; Fig.1). De hecho, las aguas residuales recogen y vehiculan buena parte de los MPs —y otros contaminantes— generados por algunas de las actividades citadas. La diversidad de formas, tamaños y composición química de los MPs influye en su distribución y acumulación en los ecosistemas (GESAMP 2016; Bakaraki et al. 2021). Los que derivan de la fragmentación de plásticos de tamaño macro (>25 mm) y meso (<25 a

>5 mm) a tamaño micro (<5 mm) son conocidos como **MPs secundarios**, mientras que los producidos directamente con tamaño micro por las actividades industriales son conocidos como **MPs primarios** (GESAMP 2019). Los plásticos y, por extensión, los MPs contienen aditivos tóxicos, como estabilizadores, plastificantes o retardantes de llama, que pueden ser liberados durante su producción y uso, y mientras se degradan en el ambiente natural (Lithner et al. 2011; Campanale 2020). Además, los MPs pueden adsorber contaminantes orgánicos persistentes y metales del medio circundante, y ser usados como sustrato por m.o. diversos (Lithner et al. 2011; Song et al. 2022).

Las interacciones entre MPs y m.o. en el ambiente acuático pueden dar lugar a impactos ecológicos, sociales y económicos relevantes, como la acumulación de contaminantes, la propagación de enfermedades y la disminución de la calidad y la seguridad alimentarias, puesto que estas partículas son ingeridas por diferentes especies de importancia comercial objeto de consumo humano (Antão-Barboza et al. 2018; Lu et al. 2019). Por tanto, se debe prestar atención a estos tipos de contaminación con el fin de comprender, en sentido amplio, la problemática asociada y desarrollar medidas de manejo que permitan reducir y prevenir sus efectos negativos (Löhr et al. 2017; Landrigan et al. 2020). Es precisamente por este motivo que en los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de las Naciones Unidas se establecieron metas que buscan mejorar el saneamiento básico, aumentar el porcentaje de tratamiento de aguas residuales, y reducir el vertimiento de contaminantes (ODS 6), así como reducir significativamente la contaminación marina (ODS 14) y fomentar el desarrollo de capacidades de investigación para aumentar el conocimiento científico y la gestión de estas problemáticas (Naciones Unidas 2016).

En Colombia, los vertimientos de aguas residuales se consideran la mayor fuente de contaminación que afecta la calidad del agua marina costera del país (INVEMAR 2020), debido esencialmente a deficiencias palpables en el manejo de los residuos municipales en los centros de población a lo largo de las costas del Caribe y del Pacífico colombianos. De hecho, cerca del 100% de las aguas residuales en los municipios costeros no reciben un tratamiento adecuado antes de ser vertidas a cuerpos de aguas naturales receptores, y aproximadamente el 65% de los residuos

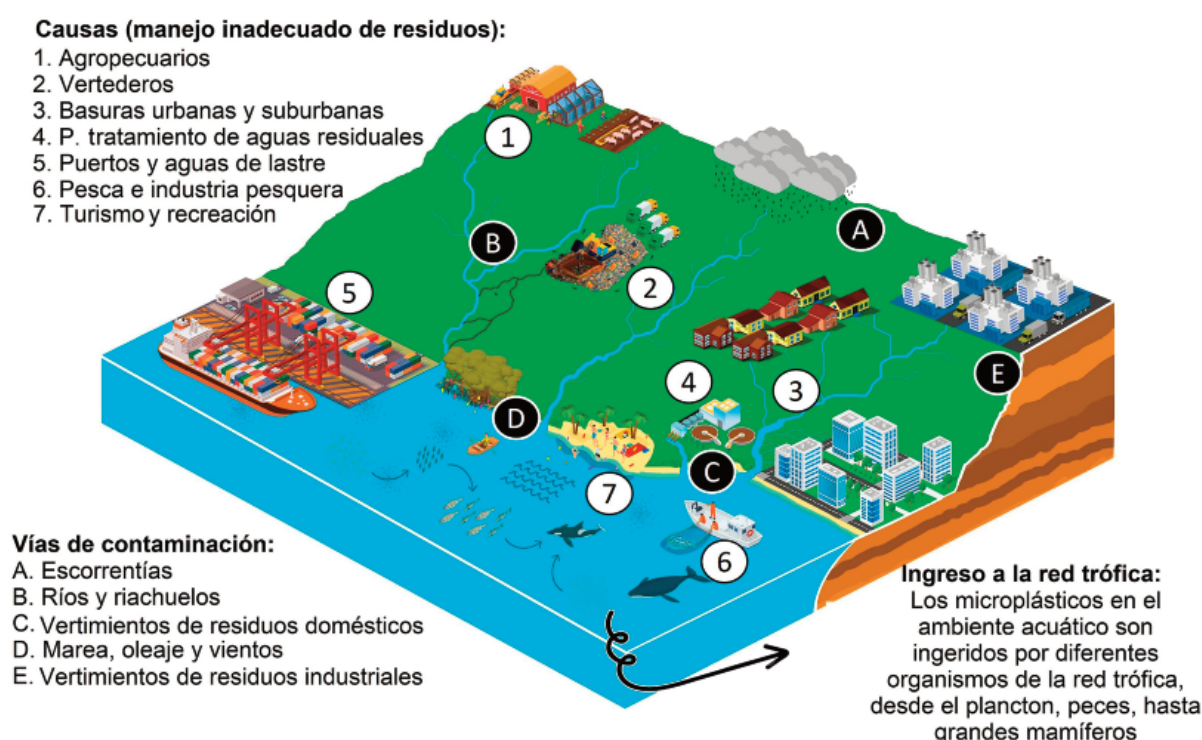


Figura 1. Fuentes y vías de transporte de microorganismos y microplásticos hacia las aguas costeras.

Figure 1. Sources and pathways of microorganisms and microplastics towards coastal waters.

sólidos generados son quemados, enterrados o arrojados directamente al ambiente natural (Garcés-Ordóñez et al. 2020a, 2021; INVEMAR 2020). Esta situación contribuye, obviamente, a la contaminación microbiológica y por MPs de los ecosistemas costeros, los cuales brindan múltiples servicios ambientales a las poblaciones humanas locales, como la provisión de alimento, con el consiguiente aumento del riesgo para la salud pública (Antão-Barboza et al. 2018; Garcés-Ordóñez et al. 2020a, 2021, 2022).

En el marco del programa de monitoreo de la *Red de vigilancia de la calidad de las aguas marinas y costeras de Colombia* (REDCAM) se realizó un diagnóstico nacional de la contaminación por MPs en aguas costeras colombianas, reportándose concentraciones de 0.01 a 8.96 MPs m⁻³, siendo las próximas a grandes centros de población del Caribe (Cartagena y Santa Marta) y del Pacífico (Buenaventura y Tumaco) las más contaminadas. Tal diagnóstico evidenció, por otra parte, que la fuente principal de MPs es el mal manejo de los residuos municipales (Garcés-Ordóñez et al. 2020a, 2021). Por otra parte, desde 2001, la REDCAM ha monitoreado indicadores de contaminación fecal, habiéndose divulgado los resultados obtenidos en reportes técnicos anuales y en el sistema de información ambiental marino nacional (INVEMAR 2022), poniéndolos así al alcance de la ciudadanía y de los gestores ambientales para que estos tomen las medidas de prevención y mitigación necesarias, en función de sus posibilidades, para garantizar la buena calidad del recurso hídrico y la conservación de los ecosistemas costeros (INVEMAR 2020).

Atendiendo al contexto expuesto, los objetivos de esta revisión fueron: (i) analizar los impactos de los vertimientos de aguas residuales en la calidad sanitaria de las aguas costeras de Colombia, y (ii) examinar los posibles riesgos de las interacciones entre m.o. y MPs para la salud de los ecosistemas y las comunidades humanas, teniendo en cuenta la literatura científica disponible sobre el tema. Se pretende así dar respuesta a las preguntas: 1) ¿Cuál es la situación microbiológica de las aguas costeras de Colombia?, 2) ¿Qué impactos tienen los vertimientos de aguas residuales en la calidad sanitaria de las aguas costeras?, 3) ¿Cuáles son las metodologías utilizadas en el estudio de m.o. asociados a MPs?, 4) ¿Cuáles son las interacciones de los m.o. con los MPs en aguas costeras?, 5) ¿Cuáles son los grupos microbianos identificados más comunes en los MPs?, 6) ¿Cuáles son los posibles riesgos de estos tipos de contaminación?, y 7) ¿Cuáles son los desafíos de la investigación y la gestión ambiental ante esta problemática en el contexto colombiano? Este estudio, también busca generar conciencia ambiental para promover futuras investigaciones y acciones de gestión para la reducción de los riesgos ambientales de la contaminación costera y marina por m.o. patógenos y MPs, y por las sinergias entre ambos.

Metodología

Impactos de vertimientos en la calidad sanitaria del agua costera

La REDCAM es un programa nacional de monitoreo ambiental marino que inició sus actividades en el año 2001, coordinado por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), y en el que participan las autoridades ambientales regionales y el Ministerio de Ambiente de Colombia (INVEMAR 2020). Esta red de monitoreo mide semestralmente diferentes variables de calidad de agua superficial en ~350 estaciones, incluyendo las coliformes termotolerantes (CTE) y los enterococos fecales (EFE) como indicadores de contaminación microbiológica asociada a vertimientos de aguas residuales (INVEMAR 2020).

Para este estudio se consideraron los datos de CTE y EFE de 128 estaciones costeras de la REDCAM durante el año 2021 (Fig. 2). Las CTE se determinaron usando la técnica de fermentación en tubos múltiples (Standard Methods 9221-E; APHA et al. 2017) y los EFE mediante la técnica de filtración por membrana (método ISO 7899-2: 2000). Se consideró que la calidad sanitaria del agua costera estaba afectada cuando las concentraciones de

estas variables sobrepasaban el límite permisible para el uso recreativo del agua de acuerdo con la legislación colombiana (200 NMP de CTE/100 mL; MinAmbiente 2015), y el valor de referencia propuesto por la Unión Europea para aguas recreativas contaminadas (>100 UFC de EFE/100 mL; Unión Europea 2006).

Para facilitar la visualización de los datos en municipios costeros, las concentraciones se transformaron con la función Log base 10. Además, se elaboraron mapas de concentraciones sin transformar para simplificar la localización de las áreas más afectadas. Para complementar la información de afectaciones a la calidad sanitaria de las aguas, se realizaron búsquedas en informes técnicos y artículos disponibles en Google Académico.

Revisión de literatura sobre riesgos derivados de la interacción microorganismos–microplásticos

Se realizó una revisión de la información existente sobre contaminación microbiológica causada principalmente por vertimientos de aguas residuales y sobre la interacción de m.o. con MPs en aguas costeras en un contexto general, siguiendo las recomendaciones de la metodología de revisiones sistemáticas y de metaanálisis PRISMA (Page et al. 2021), que se describe a continuación.

En esta revisión se incluyeron artículos, comunicaciones breves y capítulos de libros escritos en inglés y en español, publicados entre 2005 y el 28 de febrero de 2021. La búsqueda se realizó en las bases de datos de Scopus, Science Direct y Springer-Link. Se realizaron dos búsquedas utilizando una combinación de palabras clave, la primera relacionada con la contaminación microbiológica por aguas residuales en zonas costeras usando: “microorganisms AND pathogenic AND wastewater treatment AND water contamination AND coastal water”; y la segunda basada en las interacciones de m.o. y MPs empleando: “marine litter OR microplastic AND vector microorganisms AND coastal water”. Estas palabras se buscaron en el título, las palabras clave y el resumen de los documentos. Adicionalmente, se buscaron otras referencias, como bases conceptuales, para complementar el análisis de estos tipos de contaminación y sus riesgos ambientales.

El proceso de selección de la literatura se basó en la revisión inicial del título y el resumen, eliminando los documentos duplicados e incluyendo los que aportaban información sobre las temáticas de interés para esta revisión. Posteriormente, se realizó un análisis completo de cada documento, extrayendo del texto principal, las figuras, las tablas y/o el material suplementario la información clave para nuestros fines, referida a la cita completa, el área de estudio, las concentraciones de indicadores microbiológicos, los grupos de m.o. identificados en aguas residuales y asociados a los MPs, las técnicas de laboratorio para el estudio de los m.o., información sobre las interacciones m.o. y MPs, y los posibles riesgos ambientales. Esta información se organizó en un archivo Excel para facilitar su evaluación y determinar tendencias y patrones generales.

Una vez eliminados los documentos duplicados y efectuado un primer filtro, se seleccionaron y revisaron 48 publicaciones científicas sobre el tema de contaminación microbiológica en aguas costeras, y 36 publicaciones para el tema de las interacciones de m.o. con MPs.

Impactos de los vertimientos en la calidad sanitaria de las aguas costeras

Las aguas costeras son receptoras de aguas residuales domésticas e industriales que contienen una gran variedad de contaminantes y de m.o., además de altas concentraciones de nutrientes, que afectan su calidad sanitaria (INVEMAR 2020). Para evaluar esta afectación se determinan las concentraciones de m.o. como los CTE, siendo *E. coli* el más representativo. Otros indicadores ampliamente utilizados son los EFE (Tabla 1). Ambos grupos microbianos se consideran indicadores de contaminación bacteriana de origen fecal (BICF), habiéndose definido criterios de calidad basados en sus concentraciones en el agua (OMS 2003, 2006; EPA

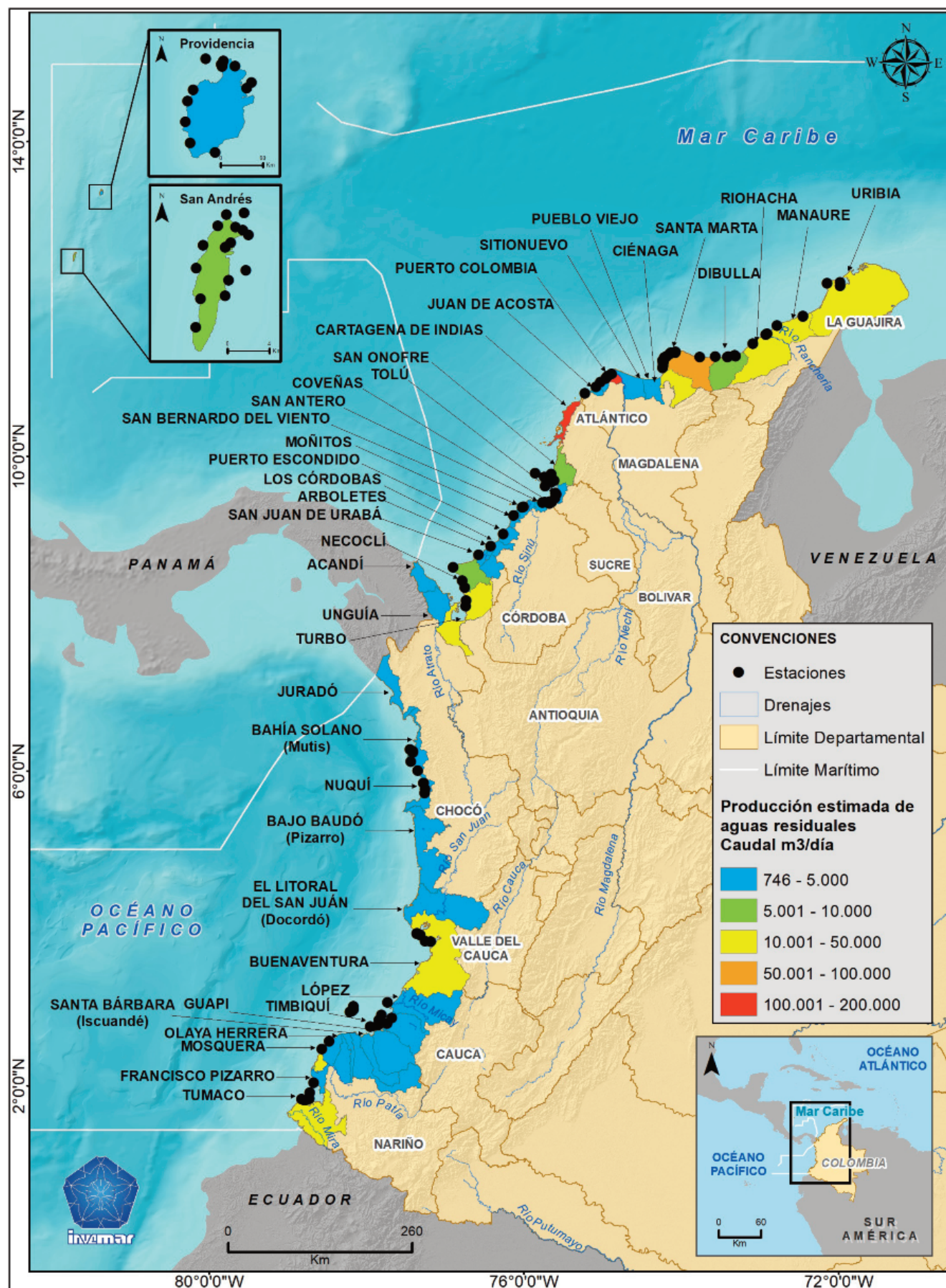


Figura 2. Distribución de las estaciones REDCAM en Colombia con datos de coliformes termotolerantes (CTE) y enterococos fecales (EFE) en aguas superficiales usados en este estudio. El mapa muestra los volúmenes de producción de aguas residuales (m³/día) estimados según el número de habitantes en cada municipio costero.

Figure 2. Distribution of REDCAM stations in Colombia with data on thermotolerant coliforms and fecal enterococci in surface waters used in this study. The map shows the volume of wastewater production (m³/day) estimated according to the number of inhabitants in each coastal municipality.

Tabla 1. Concentraciones de microorganismos asociados a vertimientos de aguas residuales registrados en aguas costeras de todo el mundo.**Table 1.** Concentrations of microorganisms associated with wastewater discharges recorded in coastal waters across the world.

País	Matriz	Microorganismos	Concentración	Unidades de medida	Fuente
Croacia	Aguas residuales (AR)	Coliformes fecales	8.3x10 ⁸	UFC/100 mL	Paliaga et al. (2017)
		Streptococos fecales	6.1x10 ⁷	UFC/100 mL	
Estados Unidos	Agua estuarina	<i>E. coli</i>	2-1340	UFC/100 mL	Saingam et al. (2020)
		Enterococos	1-220	UFC/100 mL	
	Sedimento estuarino	<i>E. coli</i>	10 ^{1.6} -10 ^{3.1}	UFC/100 g	Saingam et al. (2020)
		Enterococos	10 ^{1.6} -10 ^{2.8}	UFC/100 g	
	Agua estuarina	Enterococos	1337 ± 632	NMP/100 mL	Economy et al. (2019)
	Agua marina	Enterococos	2484 ± 1693	NMP/100 mL	
Francia	Aguas residuales urbanas	<i>E. coli</i>	14.0±8.3x10 ⁶	NMP/100 mL	Françoise et al. (2013)
		Enterococos	3.4±2.6x10 ⁶	NMP/100 mL	
	Agua estuarina	<i>E. coli</i>	34–65 470	UFC/100 mL	Touren et al. (2007)
		Enterococos	<10–46 000	UFC/100 mL	
	Sedimentos	Coliformes termotolerantes	1x10 ³ – 1x10 ⁴	UFC/100 cm3	Chahinian et al. (2012)
		Streptococos fecales	3x10 ³ - 2.9x10 ⁵	UFC/100 cm3	
India	AR sin tratar	Coliformes termotolerantes	10 ⁵ –10 ⁸	NMP/100 mL	Tyagi et al. (2011)
		Streptococos fecales	10 ⁴ –10 ⁷	NMP/100 mL	
	AR con tratamiento	Coliformes termotolerantes	10 ⁴ –10 ⁵	NMP/100 mL	
		Streptococos fecales	103	NMP/100 mL	
	Agua marina	<i>Salmonella</i>	5.85 x 10 ⁵	UFC/100 mL	
Turquía	AR sin tratar	Coliformes fecales	4.9 x 10 ⁵	UFC/100 mL	Kacar et al. (2010)
	AR con tratamiento	Coliformes fecales	2.1 x 10 ⁴	UFC/100 mL	
Reino Unido	Agua marina	<i>E. coli</i>	3.20 x 10 ³	UFC/100 mL	Janahi et al. (2020)

2012). Sin embargo, las BICF no se consideran un indicador totalmente fiable de la inocuidad microbiana del agua, dado que pueden estar presentes otros patógenos potenciales de alto riesgo sanitario, causantes de brotes de diversas enfermedades en humanos (OMS 2006).

Por esta razón, diversos autores incluyen en sus estudios la identificación de otras bacterias potencialmente patógenas (Tabla 2), como *Staphylococcus* spp, *Klebsiella* spp, *Pseudomonas* spp, *Mycobacterium* spp, *Legionella* spp, *Vibrio* spp, *Salmonella* spp, *Aeromonas* spp, *Chrysomonas* spp, *Campylobacter* sp, y *Enterococcus* spp, para algunas de las cuales se han determinado genes de virulencia y resistencia a antibióticos (Al-Bahry et al. 2009; Devane et al. 2019; Fresia et al. 2019; Meena et al. 2020; Gotkowska 2021). Además, se ha abordado la identificación y la cuantificación de protozoos como *Cryptosporidium* y *Giardia* (Tabla 2).

En el marco del seguimiento de la calidad ambiental de ecosistemas acuáticos es necesario comprender la ecología de los m.o. evaluados y su respuesta ante las condiciones ambientales, razón por lo cual varios estudios consultados incluyen también mediciones de variables como la salinidad, la temperatura, la turbidez y los nutrientes (Françoise et al. 2013; Cravo et al. 2015; Mishra et al. 2019; Economy et al. 2019). Ello ha permitido establecer que, en aguas costeras, las concentraciones y la diversidad de m.o. provenientes de aguas residuales son inversamente proporcionales a la distancia de los vertimientos, debido al efecto de dilución de las aguas contaminadas en el ambiente marino (Morsy et al. 2007; Paliaga et al. 2017; Eregno et al. 2018).

Por otra parte, también se han descrito factores que favorecen la permanencia de estos m.o. en los ecosistemas acuáticos, entre los cuales, los sedimentos juegan un papel relevante ya que al enriquecerse con nutrientes aportados por las aguas residuales, pueden actuar como un reservorio de diferentes m.o., incluyendo patógenos, los cuales por procesos de resuspensión pueden pasar a la columna de agua y contribuir así al aumento de la contaminación microbiana (Al-Bahry et al. 2009; Thevenon et al. 2012; Saingam et al. 2020).

El muestreo REDCAM del año 2021 mostró que, en las aguas costeras de Colombia, las concentraciones de CTE oscilaron entre 2 y 704 000 NMP/100 mL y las de EFE entre 1 y 3360 UFC/100 mL. Los municipios con mayor concentración de estas bacterias fueron Santa Marta (principalmente en la Bahía de Santa Marta), Barranquilla, Arboletes, Necoclí y Turbo en el Caribe, y Tumaco, Timbiquí, Bahía Solano y Buenaventura en la costa del Pacífico (Fig. 3 y Fig. 4).

La Bahía de Santa Marta es la zona más afectada por vertimientos de aguas residuales, procedentes del emisario submarino de la ciudad y de los colapsos recurrentes de los sistemas de bombeo de dichas aguas residuales hacia el propio emisario, así como del rebosamiento de las alcantarillas y de los vertimientos ilegales al río Manzanares, que desemboca en la bahía (INVEMAR 2020). Los vertimientos se agudizan con el aumento de las lluvias y en los períodos turísticos, cuando también aumenta la basura marina en las playas (Garcés-Ordóñez et al. 2020b). La entrada frecuente de vertimientos en la Bahía de Santa Marta provoca la eutrofización del agua, con el consecuente incremento de las poblaciones algales y

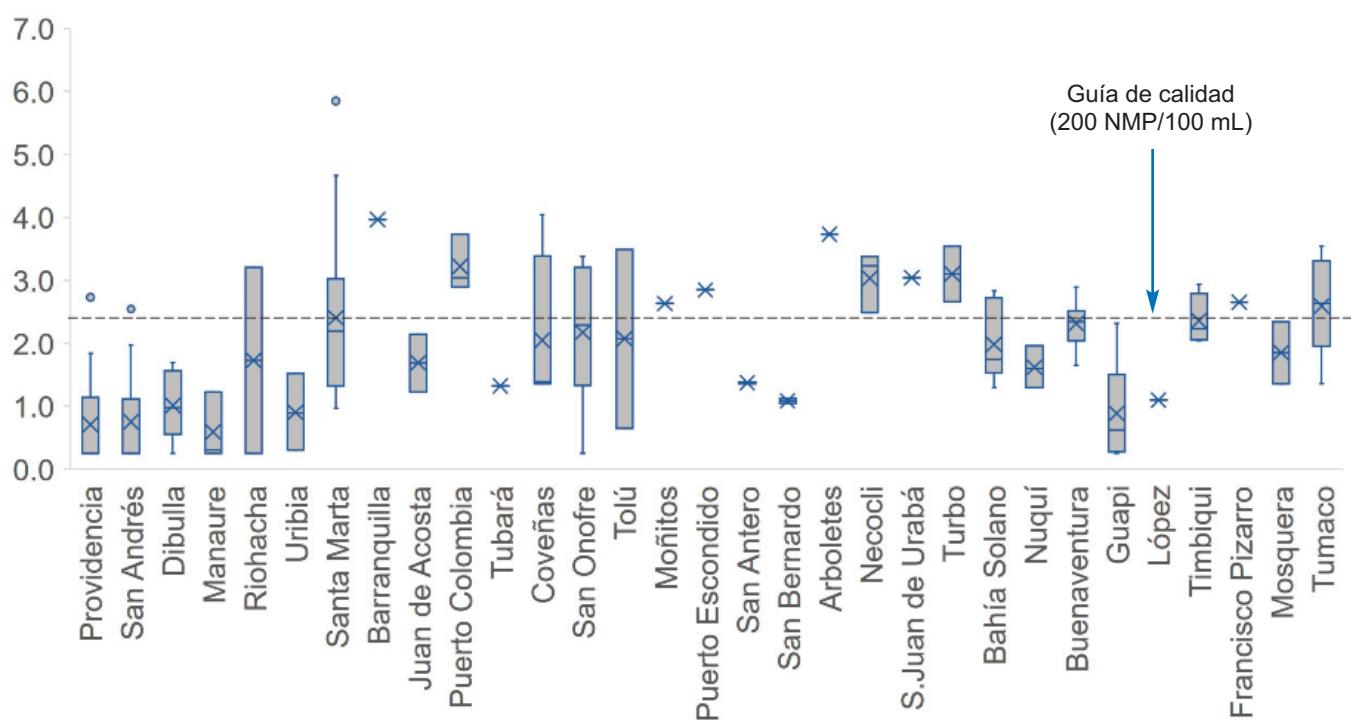
Tabla 2. Grupos de microorganismos registrados en aguas residuales y de ambiente naturales afectados por vertimientos de aguas residuales en todo el mundo. R: ríos. AC: aguas costeras. ARU: aguas residuales urbanas. ARH: aguas residuales hospitalarias. ES: estuario. LC: Lagunas costeras. AL: Aguas de lastre.

Table 2. Groups of microorganisms recorded in wastewater and natural environment of the coastal zone affected by wastewater discharges across the world. R: rivers. AC: coastal waters. ARU: urban wastewater. ARH: hospital wastewater. ES: estuary. LC: Coastal lagoons. AL: Ballast water.

País	Ambiente	Filos, familia, géneros y especies identificadas	Fuentes
Alemania	R	<i>E. coli</i>	Mishra et al. (2019)
Argelia	AC	<i>E. coli</i> , <i>Salmonella</i> spp., <i>Staphylococcus</i> spp., <i>Klebsiella</i> spp., <i>Pseudomonas</i> spp. y <i>Proteus</i> spp.	Boufafa et al. (2021)
Bangladesh	R	<i>E. coli</i> , <i>enterococcus</i>	Islam et al. (2017)
Canadá	ARU	<i>Giardia</i> , <i>E. coli</i> y <i>C. perfringens</i>	Daley et al. (2019); Tolouei et al. (2019)
China	ARU	<i>Proteobacteria</i> , <i>Actinobacteria</i> , <i>Chloroflexi</i> y <i>Firmicutes</i> , <i>Nocardioideae</i> , <i>Sphingomonadaceae</i> , <i>Bacillus</i> , <i>Legionella</i> , <i>Mycobacterium</i> , <i>Neisseria</i> . <i>Arcobacter</i> , <i>Aquabacterium</i> .	Zhang et al. (2020a); Wang et al. (2021); Zhao et al. (2021)
	ARH	<i>Enterobacteriaceae</i> , <i>Acinetobacter</i> y <i>Aeromonas</i>	Zhang et al. (2020b)
	R	<i>Enterobacteriaceae</i> , <i>Acinetobacter</i> y <i>Aeromonas</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Enterococcus faecalis</i> , <i>Campylobacter jejuni</i> , <i>Arcobacter cryaerophilus</i> , <i>Acinetobacter johnsonii</i> , <i>Acinetobacter lwofii</i> . <i>Salmonella</i> , <i>Legionella pneumophila</i> , <i>Mycobacterium avium</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> y <i>Staphylococcus aureus</i>	Cui et al. (2019); Zhang et al. (2020b); Huang et al. (2021)
	AC	<i>Bacteroidetes</i> , <i>Gammaproteobacteria</i> , <i>Epsilonproteobacteria</i> , <i>Firmicutes</i>	Paliaga et al. (2017)
Estados Unidos	ARU	<i>Escherichia coli</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Serratia</i> , <i>Streptococcus</i> , <i>Mycobacterium</i> y <i>Arcobacter</i> , <i>Sphingomonadaceae</i> , <i>Pseudomonadaceae</i> , <i>Enterobacteriaceae</i> , <i>Moraxellaceae</i> , <i>Campylobacteriaceae</i> , <i>Streptococcaceae</i> , <i>Yersiniaceae</i> , <i>Mycobacteriaceae</i> .	Senkbeil et al. (2019); Xue et al. (2019); Kelly et al. (2020)
	ES	<i>Escherichia coli</i> , <i>enterococos</i> <i>Clostridium perfringens</i> , <i>V. parahaemolyticus</i>	Saingam et al. (2020)
	LC	<i>Escherichia coli</i> , <i>enterococos</i>	Haack y Duris (2013)
	AC	<i>Staphylococcus aureus</i>	Economy et al. (2019)
Francia	ARU	<i>Escherichia coli</i> , <i>Enterococos intestinales</i> .	Lucas et al. (2014)
	ES	<i>Escherichia coli</i> , <i>Clostridium perfringens</i> , <i>Cryptosporidium</i> .	Touron et al. (2007)
	R	<i>Enterobacteriaceae</i> , <i>Enterococcaceae</i>	Chahinian et al. (2012)
	ARU	<i>Enterobacteriaceae</i> , <i>Enterococcaceae</i>	Tyagi et al. (2011)
India	R	<i>Pseudomonas</i> sp.	Jayaprakashvel et al. (2014)
	AC	<i>Coliformes fecales</i> , <i>Streptococcus intestinales</i> , <i>Salmonella</i>	Rao et al. (2006); Meena et al. (2020)
	AL	<i>Escherichia coli</i> O157, <i>Shigella-Alkaligens</i> , <i>Vibrio cholerae</i> , <i>V. parahaemolyticus</i> , <i>Salmonella</i> spp., <i>Campylobacters</i> , <i>Aeromonas</i>	Ramaiah et al. (2005)
	ARH	<i>Escherichia coli</i>	Harris et al. (2014)
Irlanda	ARH	<i>Escherichia coli</i>	Harris et al. (2014)
Italia	AC	<i>Cryptosporidium</i>	Morsy et al. (2007)
Japón	R	<i>Proteobacteria</i> , <i>Bacteroidetes</i> , <i>Actinobacteria</i> and <i>Cyanobacteria</i> <i>Flavobacterium</i> , <i>Mycobacterium</i> , <i>Bacteroides</i> spp, <i>Escherichia coli</i>	Reza et al. (2018); Ekhlas et al. (2021)
Noruega	AC	<i>Coliformes totales</i> , <i>Enterococos intestinales</i> , <i>Escherichia coli</i>	Eregno et al. (2018)
Nueva Zelanda	ARU	<i>Giardia</i> , <i>Cryptosporidium</i> <i>Campylobacter</i> , <i>Escherichia coli</i> .	Devane et al. (2019)
Omán	AC	<i>Aeromonas</i> spp., <i>Chrysomonas</i> spp., <i>Escherichia</i> spp., <i>Enterobacter</i> spp., <i>Klebsiella</i> spp., <i>Pasteurella</i> spp., <i>Pseudomonas</i> spp., <i>Serratia</i> spp., <i>Vibrio</i> spp.	Al-Bahry et al. (2009)
Pakistán	AC	<i>Enterobacteriaceae</i>	Memon et al. (2021)
Portugal	LC	<i>Enterobacteriaceae</i>	Cravo et al. (2015)
Polonia	R	<i>Enterococcaceae</i>	Gotkowska (2021)
Reino Unido	ARU	<i>E. coli</i> , <i>Salmonella</i> spp., <i>Shigella</i> spp.	Janahi et al. (2020)
R.D. del Congo	ARH	<i>E. coli</i> , <i>Enterococcus faecalis</i>	Kilunga et al. (2016)
Sudáfrica	ARU	<i>Vibrio</i> sp,	Osunla et al. (2021)
	ARU	<i>Escherichia coli</i> , <i>Vibrio</i> sp.	Adefisoye y Okoh (2017)
Suiza	AC	<i>Escherichia coli</i> , <i>Enterococcus</i> .	Thevenon et al. (2012)
Túnez	ARU	<i>Vibrio alginolyticus</i> , <i>Vibrio cholerae</i> , <i>Vibrio vulnificus</i> , <i>Vibrio parahaemolyticus</i> .	Khouadja et al. (2014)
Turquía	ARU	<i>Enterobacteriaceae</i>	Kacar y Gungor (2010)
	ARU	<i>Enterobacteriaceae</i> , <i>Enterococcaceae</i> .	Kalkan y Altuğ (2020)
	ARH	<i>Enterobacteriaceae</i>	Yilmaz et al. (2017)
Uruguay	AC	<i>Aeromonas</i> sp, <i>Acinetobacter</i> sp, <i>Arcobacter</i> sp, <i>Citrobacter</i> sp, <i>Enterobacter</i> sp, <i>Klebsiella</i> sp, <i>Pseudomonas</i> sp, <i>Sphingobacterium</i> sp, <i>Stenotrophomonas</i> sp, <i>Streptococcus</i> sp	Fresia et al. (2019)

(A) Concentración de coliformes termotolerantes

Log 10 NMP/100 mL

**(B) Concentración de enterococos fecales**

Log 10 UFC/100 mL

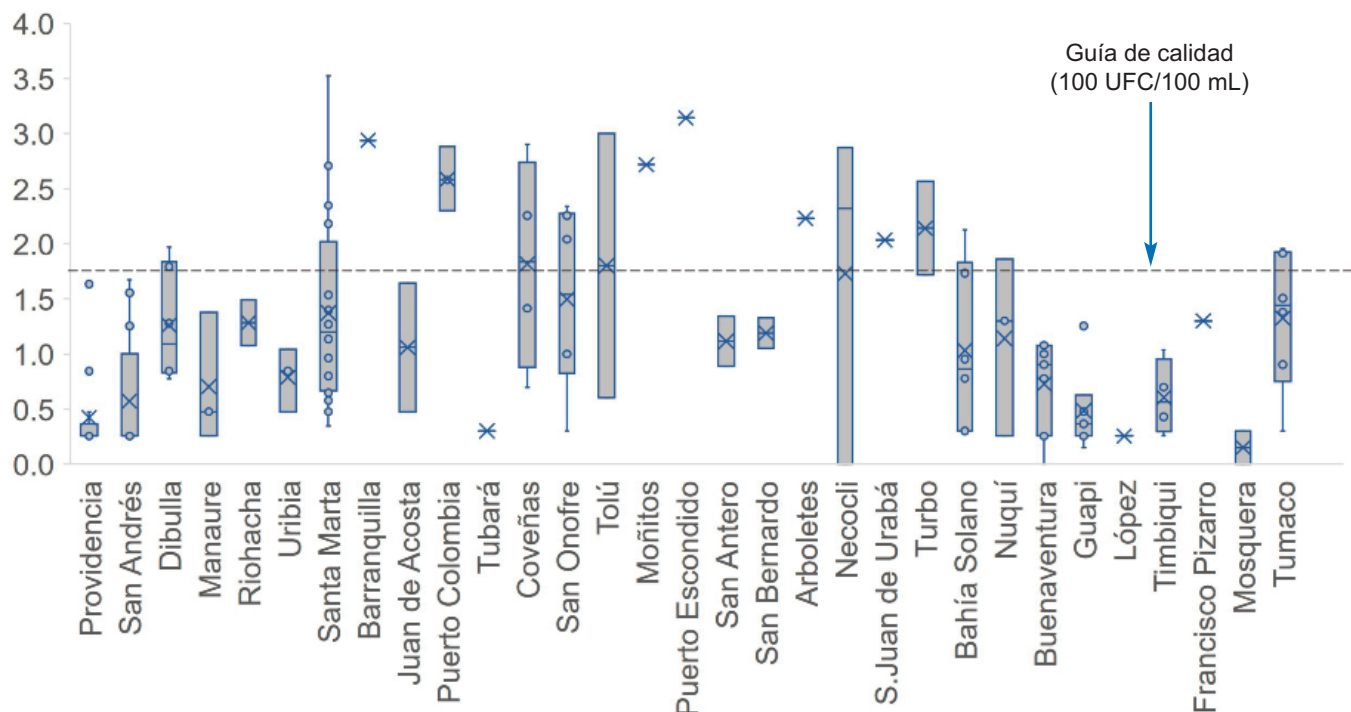


Figura 3. Concentraciones de los indicadores de contaminación microbiológicos estimados en el agua superficial marino-costera de los municipios de Colombia.

Figure 3. Concentrations of the microbiological pollution indicators estimated in the marine-coastal surface water of the municipalities of Colombia.

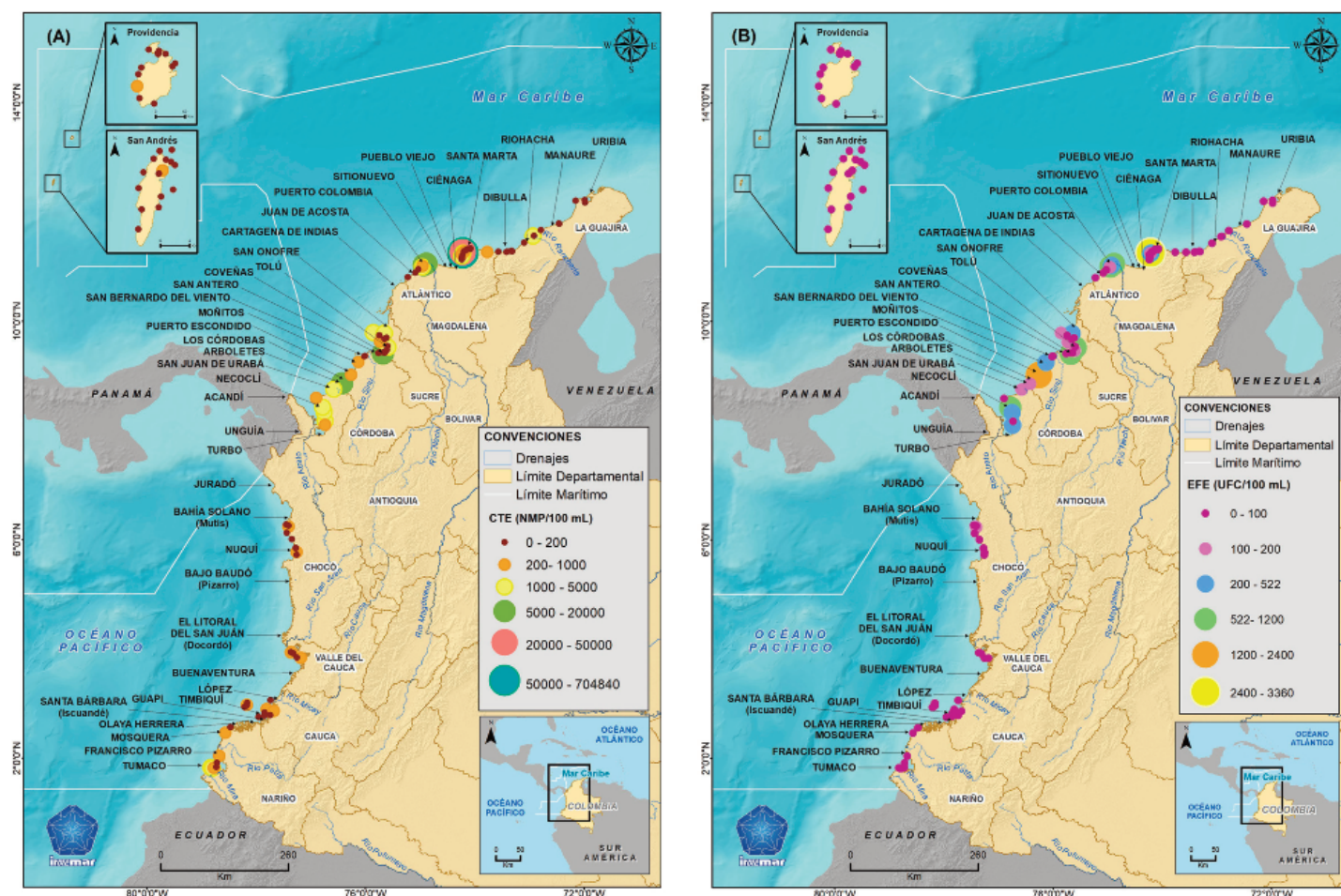


Figura 4. Mapas de la calidad sanitaria del agua según las concentraciones de coliformes termotolerantes (CTE) y enterococos fecales (EFE) en el agua costera de Colombia, medidos en el marco del programa de monitoreo ambiental de la REDCAM.

Figure 4. Maps of the microbiological quality of the water according to the concentrations of thermotolerant coliforms (CTE) and fecal enterococci (EFE) in the coastal water of Colombia, measured within the framework of the REDCAM environmental monitoring program.

la disminución del oxígeno disuelto, situación que da lugar al deterioro de la calidad sanitaria de las aguas y a la muerte de organismos acuáticos (Moscarella et al. 2011; Garcés-Ordóñez et al. 2016, 2020b; INVEMAR 2020).

En Barranquilla desemboca el río Magdalena, el más caudaloso de la costa del Caribe colombiano, receptor de vertimientos de aguas residuales de múltiples asentamientos humanos a lo largo de su curso, incluida la ciudad costera más poblada, Barranquilla. Asimismo, múltiples ríos vierten al mar en la costa meridional del Caribe colombiano, sectores de Turbo, Necoclí y Arboletes, donde las deficiencias de saneamiento básico son muy altas (INVEMAR 2020). En la costa del Pacífico, los municipios de Tumaco, Buenaventura y Bahía Solano son los de mayor población, y sus sistemas de saneamiento básico también son precarios (Rodríguez 2012; INVEMAR 2020).

Las aguas de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), la laguna costera más grande del Caribe colombiano, también están afectadas por una elevada contaminación microbiológica, con concentraciones de 7800–9000 NMP de CTE/100 mL en sus aguas (Narváez et al. 2008), debida a los vertimientos de aguas residuales domésticas y a los aportes de ríos con alta carga contaminante (Vivas-Aguas et al. 2013). Adicionalmente, en las aguas de la CGSM se han identificado 6 y 2 cepas bacterianas de los géneros *Vibrio* y *Aeromonas*, respectivamente, predominando *V. cholerae* no toxigénica (O1), *V. parahaemolyticus*, *V. alginolyticus*, *A. hydrophila* y *A. salmonicida*, las cuales pueden ser patógenos potenciales para humanos y peces (Fernández-Ruiz et al. 2017; INVEMAR 2020; Córdoba-Meza et al. 2021). Las mismas especies se han hallado en peces de la CGSM altamente consumidos por la población local (INVEMAR 2020).

En las aguas costeras de los departamentos colombianos de Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Magdalena, Atlántico, Chocó, Valle del Cauca, Cauca y Nariño, también afectadas por vertimientos de aguas residuales sin tratamiento adecuado (INVEMAR 2020), se identificaron genes que codifican factores de virulencia y mecanismos de resistencia a antibióticos en cepas de las bacterias *V. parahaemolyticus*, *V. fluvialis*, *V. alginolyticus*, *V. furnissii* y *V. diabolicus* (Pérez-Duque et al. 2021).

Metodologías utilizadas para estudiar los microorganismos asociados a microplásticos

Los m.o. se adhieren o crecen en la superficie de los MPs a través de la formación de biopelículas. Este microambiente se ha definido en estudios previos como “plastisfera”, cuya composición microbiana varía dependiendo del clima, el tipo de polímero, temperatura, efluentes y profundidad, entre otros factores (Zettler et al. 2013; Du et al. 2022). En términos generales las plastisferas están formadas por algas, hongos y bacterias, pueden encontrarse m.o. patógenos, pero también otros que pueden ser de utilidad como bacterias hidrocarburoclásticas, conocidas por degradar o transformar hidrocarburos lo que sugiere que quizás estos m.o. contribuyen con la degradación de plásticos en el ambiente (Zettler et al. 2013; Auta et al. 2017; Bao et al. 2022; Du et al. 2022).

Los actuales avances en las tecnologías de secuenciación, en especial las conocidas como “de próxima o nueva generación” (NGS por sus siglas en inglés “next generation sequencing”) permiten la secuenciación de ADN y ARN de manera más rápida y económica que la tradicional tipo Sanger y han conllevado a explorar la diversidad microbiana a otro nivel pudiendo obtener in-

formación de grupos microbianos que no pueden cultivarse bajo condiciones de laboratorio (Oulas et al. 2015; Akaçin et al. 2022). En conexión con este tipo de tecnologías está lo que se denomina estudio del ADN ambiental, que consisten en extraer el ADN directamente de las muestras como por ejemplo los MPs, eliminando el tradicional paso de aislamiento y obtención de cultivos axénicos (Oulas et al. 2015; Veilleux et al. 2021). Una vez es obtenido el ADN ambiental, este puede emplearse en dos enfoques 1) para estudios de metagenómica dirigida o amplificación de un gen marcador o conservado donde se estudia la composición y abundancia de géneros en las muestras analizadas y 2) para estudios de metagenómica aleatoria (Whole Genome Sequencing) donde se estudian los genomas y genes presentes en las muestras analizadas (Oulas et al. 2015).

De acuerdo con lo anterior, si el fin es el análisis de diversidad, la metagenómica dirigida es la herramienta para emplear, en consecuencia, esta es la metodología mayoritariamente reportada para el estudio de las comunidades microbianas asociadas a MPs (Imchen et al. 2022). Esta metodología, usa marcadores moleculares para amplificar partes de genes conservados como es el caso del ADN ribosómico (ADNr), el cual es una secuencia de ADN contenida en el nucléolo que codifica para el ARN ribosómico y que se caracteriza por un nivel bajo de polimorfismo permitiendo la caracterización a nivel de género (Cortés et al. 2020; Imchen et al. 2022). Brevemente consisten en: (I) extracción de todo el ADN presente en la muestra de estudio; (II) amplificación de las regiones o genes de interés, en bacterias se usa el marcador ARNr 16S, generalmente amplificando la región V3-V4, y en hongos se usa el espaciador no transcribible interno ITS, comúnmente amplificando la región ITS1-ITS4; (III) secuenciación empleando NGS, en general a la fecha se reporta la tecnología Illumina Miseq como la más empleada y (IV) análisis bioinformático de las secuencias obtenidas para estimar la diversidad filogenética y así generar inventarios taxonómicos de las poblaciones microbianas en la muestra en estudio (Rappé y Giovannoni 2003; Kai et al. 2017; Imchen et al. 2022).

El análisis bioinformático consiste en (I) depuración de la calidad de las secuencias, (II) alineamiento, (III) construcción de unidades taxonómicas operacionales —OTUs por sus siglas en inglés— y (IV) normalización y análisis de diversidad. El término OTUs fue originalmente definido por Sokal y Sneath en 1965 (Long 1965), y se refiere a grupos de organismos cercanamente relacionados (Singer et al. 2021). De esta manera, a través de los OTUs

y el análisis de diversidad (alfa, beta y gamma), se puede identificar si existe una correlación entre los m.o. en MPs y las aguas o sedimentos marinos contaminados, o entre los diferentes tipos de MPs (Frère et al. 2018; Kesý et al. 2017; Gong et al. 2019). Adicionalmente, el registro de las condiciones fisicoquímicas del ambiente experimental se ha considerado en los estudios revisados, dada su importancia en la regulación de la predominancia de ciertos grupos taxonómicos sobre otros y sobre la diversidad microbiana, correlacionándolos mediante análisis estadísticos (Li et al. 2019; Kelly et al. 2020; Zhang et al. 2021). La Figura 5 detalla los grupos de m.o. asociados con MPs que fueron reportados en la literatura revisada.

Interacción de microorganismos con microplásticos en aguas costeras

Los m.o. pueden utilizar los MPs como sustrato, colonizándolos y creando inicialmente biopelículas microbianas en su superficie, las cuales dan paso a asociaciones microbianas más complejas, generando nichos ecológicos favorables para su supervivencia y distribución subsiguiente en el ambiente acuático marino y costero (Jiang et al. 2018; Xu et al. 2019; Rodrigues et al. 2019; Imchen et al. 2022). La colonización de los MPs por m.o. puede estar influenciada por factores como:

Tiempo de exposición: La diversidad microbiana y la cantidad de m.o. dominantes aumentan gradualmente con el tiempo de exposición de los MPs (Xu et al. 2019). Se han evidenciado sucesiones en la estructura de los ensamblajes bacterianos en los MPs, por lo cual las investigaciones sugieren realizar análisis a diferentes escalas de tiempo con el fin de poder comprender a fondo los procesos de colonización por biopelículas microbianas en MPs (Harrison et al. 2014).

Temperatura, efluentes y profundidad: La temperatura y las características de las aguas efluentes influyen en la diversidad taxonómica de las biopelículas en MPs. Por ejemplo, las bacterias (Xu et al. 2019; Zhang et al. 2021) y organismos microfitorplanctónicos como ciertas especies de diatomeas (Misic y Covazzi 2019) se ven favorecidos por aguas más cálidas. También las diferentes profundidades a que se hallan expuestos los MPs provocan variaciones no solo en la temperatura si no también en el oxígeno y la luz disponibles, facilitando así la prevalencia de ciertos géneros microbianos en las partículas plásticas, en detrimento de otros (Zhang et al. 2021).

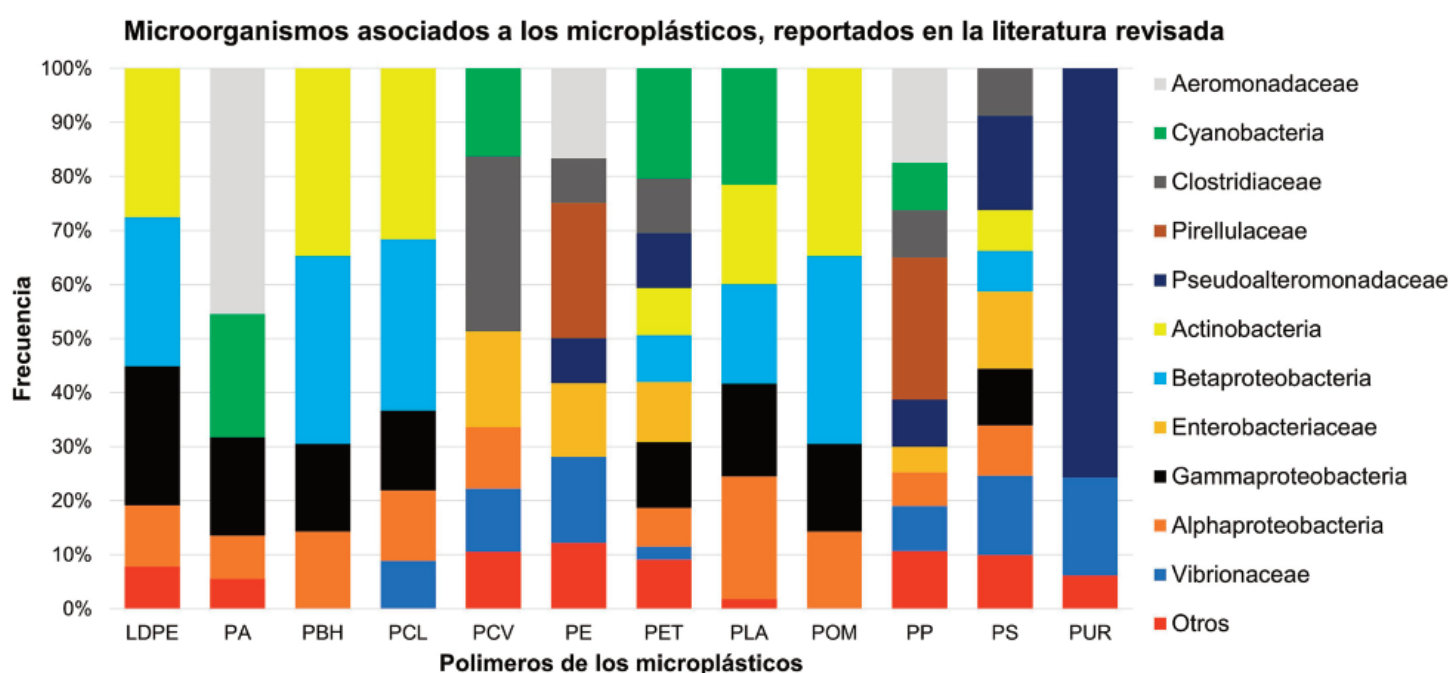


Figura 5. Grupos de microorganismos asociados con microplásticos que fueron reportados en la literatura revisada.

Figure 5. Groups of microorganisms associated with microplastics that were reported in the reviewed literature.

Salinidad: Se ha visto que la tasa de crecimiento de las biopelículas se correlaciona negativamente con la salinidad. Sin embargo, en géneros como *Vibrio* spp. y en m.o. con tolerancia a salinidades elevadas en áreas costeras y estuarinas, este factor influye favorablemente en el crecimiento y el enriquecimiento microbiano (Li et al. 2019).

Concentración de nutrientes: Los nutrientes disueltos guardan proporcionalidad con el crecimiento de la densidad celular y la formación de biopelículas (Oberbeckmann et al. 2018; Li et al. 2019). Además, este factor está relacionado con la temperatura del agua, que influye en el metabolismo celular y en la velocidad de reacción de enzimas microbianas vinculadas al desarrollo de biopelículas (Zhang et al. 2021).

Tipos de microplásticos y microorganismos asociados: Según su tamaño, la partícula proporciona una superficie más o menos adecuada para la adherencia y la propagación de m.o. (Wang et al. 2020; Zhang et al. 2021). Los estudios examinados revelan que la diversidad de m.o. es elevada en la superficie de MPs de los polímeros más comunes: tereftalato de polietileno (PET), polipropileno (PP), polietileno (PE), poliestireno (PS), policloruro de vinilo (PCV) y, en menor medida, en poliamidas (PA) y plásticos biodegradables (Tavşanoğlu et al. 2020), comúnmente usados en la fabricación de bolsas, botellas, utensilios desechables, redes y cuerdas, entre otros (Costa et al. 2017).

Las clases de m.o. más frecuentemente identificadas en MPs mediante secuenciación genómica y análisis filogenéticos pertenecen a las Gammaproteobacteria y las Alphaproteobacteria (Fig. 5). También se han citado Cyclobacteriaceae, Erythrobacteraceae, Pseudomonadaceae, Flavobacteriaceae, Roseococcus, Campylobacteraceae, Phycisphaeraceae, Hyphomonadaceae, Desulfovibrionaceae, Shewanella, Alcanivoracaceae, Rhizobiaceae, Epsilonproteobacteria, Flavobacteria, Sinobacteraceae, Burkholderiales, Halomonadaceae, Comamonadaceae, Campylobacteriales, Eubacteriaceae, Thermoanaerobacteriales, Rhodobacteraceae, Enterococcaceae, Moraxellaceae, Peptostreptococcaceae, Halobacteriaceae, Firmicutes, Deltaproteobacteria, Bacillaceae y Sphingomonadaceae.

La clase Gammaproteobacteria es de gran importancia por tener más diversidad y riqueza de géneros de interés en los campos médico, ecológico y, en términos generales, científico. A esta clase pertenecen las células bacterianas más grandes conocidas, entre las que se cuenta la paradigmática *Escherichia coli*, y patógenos como *Salmonella*, *Yersinia*, *Vibrio* y *Pseudomonas* (Williams et al. 2010). La comunidad científica se esfuerza por comprender la evolución y la ecología de la patogenicidad de estas ubicuas bacterias, las cuales pueden desarrollarse en amplios rangos de contenidos en oxígeno y de temperatura, además de presentar distintos tipos de trofismo, incluyendo el quimioautotrofismo y el fotoautotrofismo. Así, el género *Vibrio* constituye un grupo dinámico de bacterias caracterizadas por múltiples genotipos que se originaron a partir de altas tasas de transferencia horizontal de genes y recombinación homóloga dentro de diferentes especies (Williams et al. 2010; Evans et al. 2008; Vázquez et al. 2017), lo que las caracteriza como un género especialmente importante en investigación dados sus efectos sobre la salud pública.

Por su parte, se ha visto que pertenecen al filo Proteobacteria, con la clase Alphaproteobacteria, los m.o. que colonizan más rápidamente la superficie de los MPs, adaptándose a diversos recursos nutricionales disponibles en el ambiente marino, facilitando así la formación de biopelículas (Steinman et al. 2020; Bhagwat et al. 2021; Martínez et al. 2021).

Principales riesgos ambientales

Los MPs no solo actúan como vectores de m.o., sino que también pueden ser depósitos de genes de resistencia a antibióticos por parte de bacterias que se encuentran en plantas de tratamiento de aguas residuales, desde donde pueden llegar a cuerpos de agua naturales (Martínez et al. 2021).

Rasool et al. (2021) hallaron en superficies plásticas de PET, PS y PP las bacterias *Citrobacter freundii*, *Klebsiella pneumoniae* y *Vibrio cholerae*, que son potencialmente patógenos humanos con genes de resistencia a fármacos y genes de virulencia, lo cual tiene implicaciones claras por los riesgos potenciales que representan para la salud humana. Kovač et al. (2017) identificaron especies de bacterias patógenas para peces, como *Aeromonas salmonicida*, entre otras, y también se han encontrado cepas bacterianas de *E. coli* y de *Vibrio* spp. sobre superficies plásticas, entre las cuales *V. cholerae*, *V. mimicus* y *V. vulnificus* (Silva et al. 2019). Otros géneros pertenecientes a los filos Proteobacteria, Bacteroidetes y Cyanobacteria tienen genes asociados al estrés oxidativo que juegan un papel importante en la desintoxicación celular, la biodegradación de xenobióticos y la regulación de resistencia a los fármacos (Denaro et al. 2020; Giacomucci et al. 2020; Bhagwat et al. 2021).

Se han realizado también estudios genómicos de las comunidades microbianas para comprender los mecanismos de acción como patógenos potenciales de humanos y animales, así como para identificar degradadores de plásticos, los cuales podrían influir en el destino último de los MPs en los ecosistemas costeros (Oberbeckmann et al. 2014; Kirstein et al. 2016; Lu et al. 2019; Xu et al. 2019).

Asimismo, se debe considerar la investigación de proteomas que permitan identificar rutas metabólicas e hidrólisis enzimáticas, contribuyendo de este modo a llenar vacíos de información que permitan evaluar con mayor precisión los riesgos ambientales asociados (Kawai et al. 2019).

Las aguas de las áreas costeras altamente pobladas de Colombia presentan una alta contaminación microbiológica y por MPs (IN- VEMAR 2020; Garcés-Ordóñez et al. 2021), y aunque hasta la fecha no se han publicado estudios sobre las comunidades microbianas asociadas a los MPs en el país, la evidencia científica apunta nitidamente a la existencia de interacciones entre MPs y m.o. patógenos potenciales, con los riesgos inherentes que ello conllevaría para el recurso pesquero y las poblaciones humanas (Kesy et al. 2017; Kovač et al. 2017; Lu et al. 2019; Garcés-Ordóñez et al. 2022).

Desafíos en la investigación y gestión ambiental en el contexto colombiano

La contaminación microbiológica y por MPs en aguas costeras de Colombia constituye un desafío de conocimiento y ambiental que debe abordarse desde el mejoramiento de la investigación científica y del saneamiento básico, incluyendo el uso de nuevas tecnologías para reducir la carga de contaminantes en los ecosistemas acuáticos. Se debería, además, generar conciencia ambiental en la comunidad en general, y en las entidades de gestión ambiental y de salud pública para lograr un compromiso que promueva la implementación de medidas de control y mitigación, y su mantenimiento en el tiempo, desde las fuentes de estos dos tipos de contaminación.

Estas acciones cobran mayor relevancia si se tiene en cuenta que los riesgos para la fauna acuática, la acuicultura y la pesca, y la salud pública aumentan en gran medida cuando se producen acciones sinérgicas entre ambos tipos de contaminantes —patógenos microbianos y MPs— en los ecosistemas costeros. En este contexto, las investigaciones científicas son imprescindibles para generar conocimiento sobre la dinámica de estos tipos de contaminación y sus riesgos ecológicos, sociales y económicos, dando prioridad al estudio de la presencia de patógenos, y de la transferencia de genes de virulencia y de resistencia farmacológica.

Finalmente, estas investigaciones deberían generar alianzas entre instituciones ambientales y de salud en el país, las cuales permitan mejorar el diagnóstico y la atención sobre enfermedades infecciosas relacionadas con el uso de los cuerpos de agua y los recursos que estos proveen.

Conclusiones

El vertido de aguas residuales en ecosistemas marinos costeros contamina y afecta la calidad del agua, introduciendo organismos patógenos susceptibles de provocar enfermedades y que representan, por tanto, un riesgo para la salud ambiental y pública. En Colombia, las aguas costeras se ven afectadas por vertimientos de aguas residuales, deteriorando la calidad sanitaria del agua en diferentes municipios costeros, siendo Santa Marta en el Caribe y Tumaco en el Pacífico los más afectados en el año 2021. Estudios realizados en Colombia demuestran la contaminación por MPs en aguas de las costas del Caribe y del Pacífico, y también la presencia de bacterias *Vibrio* y *Aeromonas* que tienen genes de resistencia microbiana y virulencia, con riesgo alto de interacción de estos dos tipos de contaminantes.

Los estudios revisados permiten concluir que los MPs sirven de sustrato a comunidades microbianas cuya diversidad, así como la predominancia de ciertos grupos, variarían según la fisicoquímica del agua y las propias características de los MPs. Algunos taxones microbianos adheridos a los MPs pueden ser patógenos para animales y seres humanos, debido a la alta estabilidad, patogenicidad y tolerancia al estrés de las comunidades bacterianas.

Los análisis metagenómicos y el desarrollo bioinformático permiten un estudio detallado de los diferentes géneros adheridos a las partículas de MPs, identificando su patogenicidad a través de estudios y secuenciación de los genes de resistencia a antibióticos, y aquellos géneros que puedan contribuir a la degradación del plástico.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó en el marco del proyecto “Evaluación del riesgo de los microplásticos como vectores de microorganismos potencialmente patógenos para tres especies de peces de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano” cofinanciado por el Ministerio de Ciencias de Colombia a través del Fondo Francisco José de Caldas, por el INVEMAR e INGEOS S.A. Los autores agradecen el apoyo de sus respectivas instituciones, a las autoridades ambientales costeras de Colombia que integran la REDCAM y a la investigadora Lina Latorre por la elaboración de los mapas. Contribución científica del INVEMAR No. 1349.

Contribuciones de los autores

Sol Sáenz-Arias: Investigación, Análisis formal, Redacción-borrador original. Ostin Garcés-Ordóñez: Visualización, Investigación, Conceptualización, Análisis formal, Redacción-borrador original, Redacción-Revisión y edición, Supervisión, Adquisición de fondos. Tania Córdoba-Meza: Conceptualización, Redacción-Revisión y edición, Adquisición de fondos. Lizbeth Vivas Aguas: Redacción-Revisión y edición, Supervisión. Luisa F. Espinosa-Díaz: Administración del proyecto, Redacción-Revisión y edición. Lina Blandón: Investigación, Conceptualización, Redacción-borrador original. Miguel Canals: Supervisión, Redacción-Revisión y edición.

Referencias

Adefisoye, M., Okoh, A. 2017. Ecological and Public Health Implications of the Discharge of Multidrug-Resistant Bacteria and Physicochemical Contaminants from Treated Wastewater Effluents in the Eastern Cape, South Africa. *Water* 9(8):562. <https://doi.org/10.3390/w9080562>

Akaçin, İ., Ersoy, Ş., Doluca, O., Güngörmüşler, M. 2022. Comparing the significance of the utilization of next generation and third generation sequencing technologies in microbial metagenomics. *Microbiological Research* 264:127154. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2022.127154>

Al-Bahry, S.N., Mahmoud, I.Y., Al-Belushi, K.I.A., Elshafie, A.E., Al-Harthi, A., Bakheit, C.K. 2009. Coastal sewage discharge and its impact on fish with reference to antibiotic resistant enteric bacteria and enteric pathogens as bio-indicators of pollution. *Chemosphere* 77(11):1534-1539. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.09.052>

Allaoui, M., Schmitz, T., Campbell, D., Porte, C. 2015. *Good practices for regulating wastewater treatment: Legislation, policies and standards*. UNEP–WaterLex. Ginebra, Suiza, 122p.

Antão-Barboza, L., Vethaak, A., Lavorante, B., Lundebye, A., Guilhermino, L. 2018. Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine Pollution Bulletin* 133:336-348. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.047>

APHA–American Public Health Association, AWWA–American Water Works Association, and WEF–Water Environment Federation. 2017. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23 rd ed. Washington, Estados Unidos. 1400p.

Auta, H., Emenike, C., Fauziah, S. 2017. Screening of *Bacillus* strains isolated from mangrove ecosystems in Peninsular Malaysia for microplastic degradation. *Environmental Pollution* 231(Part 2):1552–1559. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.043>

Bakaraki, N., Sari, H., Onkal, G. 2021. Microplastics in wastewater treatment plants: Occurrence, fate, and identification. *Process Safety and Environmental Protection* 146:77-84. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.08.039>

Bao, R., Cheng, Z., Hou, Y., Xie, C., Pu, J., Peng, L., Gao, L., Chen, W., Su, Y. 2022. Secondary Microplastics Formation and Colonized Microorganisms on the Surface of Conventional and Degradable Plastic Granules during Long-Term UV Aging in Various Environmental Media. *Journal of Hazardous Materials* 439:129686. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129686>

Bhagwat, G., Zhu, Q., O'Connor, W., Subashchandrabose, S., Grainge, I., Knight, R., Palanisami, T. 2021. Exploring the Composition and Functions of Plastic Microbiome Using Whole-Genome Sequencing. *Environmental Science and Technology* 55(8):4899–4913. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c07952>

Boufafa, M., Kadri, S., Redder, P., Bensouilah, M. 2021. Occurrence and distribution of fecal indicators and pathogenic bacteria in seawater and *Perna perna* mussel in the Gulf of Annaba (Southern Mediterranean). *Environmental Science and Pollution Research* 28:46035–46052. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13978-4>

Campanale, C., Massarelli, C., Savino, I., Locaputo, V., Uricchio, V. 2020. A Detailed Review Study on Potential Effects of Microplastics and Additives of Concern on Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17(4):1212. <https://doi.org/10.3390/ijerph17041212>

Chahinian, N., Bancon, M., Caro, A., Got, P., Perrin, J.L., et al. 2012. The role of river sediments in contamination storage downstream of a wastewater treatment plant in low flow conditions: Organotins, faecal indicator bacteria and nutrients. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 114:70-81. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.09.007>

Córdoba-Meza, T., Espinosa Díaz, L., Vivas Aguas, L. 2021. Ocurrencia y distribución de *Vibrio cholerae* cultivable en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Acta Biológica Colombiana* 27(2):199–207. <https://doi.org/10.15446/abc.v27n2.92057>

Cortés, N., Ordóñez, P., Domínguez, N. 2020. Molecular tools used for metagenomic analysis. Review. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* 11(4):1150-1173 <https://doi.org/10.22319/rmcp.v11i4.5202>

Costa, J., Duarte, A., Rocha-Santos, T. 2017. Microplastics – Occurrence, fate and behaviour in the environment. In Rocha-Santos, T., Duarte A.C., (Eds): Characterization and analysis of microplastics. *Comprehensive Analytical Chemistry* 75:1-24. <http://dx.doi.org/10.1016/bs.coac.2016.10.004>

Cravo, A., Fernandes, D., Damião, T., Pereira, C., Reis, M. 2015. Determining the footprint of sewage discharges in a coastal lagoon in South-Western Europe. *Marine Pollution Bulletin* 96(1–2):197-209. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.029>

Cui, Q., Huang, Y., Wang, H., Fang, T. 2019. Diversity and abundance of bacterial pathogens in urban rivers impacted by domestic sewage. *Environmental Pollution* 249:24-35. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.094>

Daley, K., Jamieson, R., Rainham, D., Truelstrup, L., Harper, S. 2019. Screening-level microbial risk assessment of acute gastrointestinal illness attributable to wastewater treatment systems in Nunavut, Canada. *Science of The Total Environment* 657:1253-1264. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.408>

Denaro, R., Aulenta, F., Crisafi, F., Di Pippo, F., Cruz, C., Matturro, P., et al. 2020. Marine hydrocarbon-degrading bacteria breakdown polyethylene terephthalate (PET). *Science of The Total Environment* 749:141608. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141608>

- Devane, M., Moriarty, E., Robson, B., Lin, S., Wood, D., Webster-Brown, J., Gilpin, B.J. 2019. Relationships between chemical and microbial faecal source tracking markers in urban river water and sediments during and post-discharge of human sewage. *Science of The Total Environment* 651(1):1588-1604. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.258>
- Du, Y., Liu, X., Dong, X., Yin, Z. 2022. A review on marine plastisphere: biodiversity, formation, and role in degradation. *Computational and Structural Biotechnology Journal* 20:975-988. <https://doi.org/10.1016/j.csbj.2022.02.008>
- Economy, L., Wiegner, T., Strauch, A., Awaya, J., Gerken, T. 2019. Rainfall and Streamflow Effects on Estuarine Staphylococcus aureus and Faecal Indicator Bacteria Concentrations. *Journal of Environmental Quality* 48(6):1711-1721. <https://doi.org/10.2134/jeq2019.05.0196>
- Ekhlás, D., Kurisu, F., Kasuga, I., Cernava, T., Berg, G., Liu, M., Furumai, H. 2021. Identification of new eligible indicator organisms for combined sewer overflow via 16S rRNA gene amplicon sequencing in Kanda River, Tokyo. *Journal of Environmental Management* 284:112059. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112059>
- EPA 2012. Recreational Water Quality Criteria. US Environmental Protection Agency, Washington, USA. <https://www.epa.gov/wqc/recreational-water-quality-criteria-and-methods>
- Eregno, F., Tryland, I., Myrland, M., Wennberg, A., Oliinyk, A., Khatri, M., Heistad, A. 2018. Decay rate of virus and faecal indicator bacteria (FIB) in seawater and the concentration of FIBs in different wastewater systems. *Microbial Risk Analysis* 8:14-21. <https://doi.org/10.1016/j.mran.2018.01.001>
- Evans, F., Egan, S., Kjelleberg, S. 2008. Ecology of type II secretion in marine gammaproteobacteria. *Environmental microbiology* 10(5):1101-1107. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2007.01545.x>
- Fernández-Ruiz, M., Carretero, O., Orellana, M. 2017. Bacteriemia por *Vibrio cholerae* no tóxico: los riesgos del consumo de marisco en un paciente cirrótico. *Cartas científicas* 40(5):358-360. <https://doi.org/10.1016/j.gastrohep.2016.04.010>
- Françoise, S., Thieria, L., Gonçalves, A., Servais, P., Rocher, V., Mouchel, J.M. 2013. Variation of raw wastewater microbiological quality in dry and wet weather conditions. *Environmental Science and Pollution Research*, 21:5318-5328. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2361-y>
- Frère, L., Maignien, L., Chalopin, M., Huvet, A., Rinnert, E., Morrison, H., Kerninon, S., et al. 2018. Microplastic bacterial communities in the Bay of Brest: Influence of polymer type and size. *Environmental Pollution*. 242:614-625. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.023>
- Fresia, P., Antelo, V., Salazar, C., Giménez, M., D'Alessandro, B., Afshinnikoo, E., Mason, C., et al. 2019. Urban metagenomics uncover antibiotic resistance reservoirs in coastal beach and sewage waters. *Microbiome* 7:35. <https://doi.org/10.1186/s40168-019-0648-z>
- Garcés-Ordóñez, O., Arteaga, E., Obando, P., Vivas-Aguas, L., Espinosa, L., González, M., Giraldo, C., et al. 2016. Atención a eventuales emergencias ambientales en la zona marino-costera del departamento del Magdalena. Convenio CORPAMAG-INVEMAR No. 14 de 2014, código: PRY-CAM-011-14. Informe técnico final. Santa Marta. 79p.
- Garcés-Ordóñez, O., Espinosa, L., Pereira, R., Issa, B., Meigikos, R. 2020a. Plastic litter pollution along sandy beaches in the Caribbean and Pacific coast of Colombia. *Environmental Pollution* 267:115495. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115495>
- Garcés-Ordóñez, O., Espinosa-Díaz, L.F., Pereira-Cardoso, R., Costa-Muniz, M. 2020b. The impact of tourism on marine litter pollution on Santa Marta beaches, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin* 160:111558. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111558>
- Garcés-Ordóñez, O., Espinosa, L., Costa Muniz, M., Salles-Pereira, L., Meigikos dos Anjos, R. 2021. Abundance, distribution, and characteristics of microplastics in coastal surface waters of the Colombian Caribbean and Pacific. *Environmental Science and Pollution Research* 28:43431-43442. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13723-x>
- Garcés-Ordóñez, O., Saldarriaga, J., Espinosa, L., Patiño, A., Cusba, J., Canals, M., Mejía-Esquivia, K., et al. 2022. Microplastic pollution in water, sediments and commercial fish species from Ciénaga Grande de Santa Marta lagoon complex, Colombian Caribbean. *Science of the Total Environment* 829:154643. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154643>
- GESAMP 2016. *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment* (Kershaw, P.J., and Rochman, C.M., eds). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 93, Londres, Reino Unido. 220 p.
- GESAMP 2019. *Guidelines on the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean* (Kershaw P.J., Turra A. and Galgani F. editors), (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 99, Londres, Reino Unido. 130p.
- Giacomucci, L., Raddadi, N., Soccio, M., Lotti, N., Fava, F. 2020. Biodegradation of polyvinyl chloride plastic films by enriched anaerobic marine consortia. *Marine Environmental Research* 158:104949. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104949>
- Gong, M., Yang, G., Zhuang, L., Zeng, E. 2019. Microbial biofilm formation and community structure on low-density polyethylene microparticles in lake water microcosms. *Environmental Pollution* 252:94-102. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.090>
- Gotkowska, A. 2021. The Prevalence of Virulent and Multidrug-Resistant Enterococci in River Water and in Treated and Untreated Municipal and Hospital Wastewater. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18(2):563. <https://doi.org/10.3390/ijerph18020563>
- Haack, S., Duris, J. 2013. Dynamics of fecal indicator bacteria, bacterial pathogen genes, and organic wastewater contaminants in the Little Calumet River-Portage Burns Waterway, Indiana. *Journal of Great Lakes Research* 39(2):317-326. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2013.03.015>
- Harris, S., Morris, C., Morris, D., Cormican, M., Cummins, E. 2014. Antimicrobial resistant *Escherichia coli* in the municipal wastewater system: Effect of hospital effluent and environmental fate. *Science of The Total Environment* 468-469:1078-1085. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.017>
- Harrison, J., Schratzberger, M., Sapp, M., Osborn, A. 2014. Rapid bacterial colonization of low-density polyethylene microplastics in coastal sediment microcosms. *BMC Microbiology* 14:232. <https://doi.org/10.1186/s12866-014-0232-4>
- Huang, H., Liu, J., Zhang, F., Zhu, K., Yang, C., Xiang, Q., Lei, B. 2021. Characteristics of planktonic and sediment bacterial communities in a heavily polluted urban river. *PeerJ* 9:e10866. <https://doi.org/10.7717/peerj.10866>
- INVEMAR 2022. *Geovisor REDCAM*. Recurso en línea [Accedido el 01/10/2022]. Disponible em: <https://siam.invemar.org.co/redcam-geovisor/>
- INVEMAR 2020. *Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos*. Informe técnico REDCAM 2019. Serie de Publicaciones Periódicas No. 4 del INVEMAR, Santa Marta, Colombia. 171p.
- Imchen, M., Anju, V., Busi, S., Mohan, M., Subhaswaraj, P., Dyavaiah, M., Kumavath, R. 2022. Metagenomic insights into taxonomic, functional diversity and inhibitors of microbial biofilms. *Microbiological Research* 265:127207. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2022.127207>
- Islam, M., Hofstra, N., Islam, M. 2017. The Impact of Environmental Variables on Faecal Indicator Bacteria in the Betna River Basin, Bangladesh. *Environmental Processes* 4:319-332. <https://doi.org/10.1007/s40710-017-0239-6>
- Janahi, E., Mustafa, S., Parkar, S., Naser, H., Eisa, Z. 2020. Detection of Enteric Viruses and Bacterial Indicators in a Sewage Treatment Center and Shallow Water Bay. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17(18):6483. <https://doi.org/10.3390/ijerph17186483>
- Jayaprakashvel, M., Sheriff, N., Venkatramani, M., Vinothini, S., Hussain, A. 2014. Plant growth promotion potential, of heavy metal resistant bacteria from the sewage contaminated Coovum River, Chennai, India. *Bio-science Biotechnology Research Asia* 11(1):149-158. <http://www.biotech-asia.org/?p=11789>
- Jiang, P., Zhao, S., Zhu, L., Li, D. 2018. Microplastic-associated bacterial assemblages in the intertidal zone of the Yangtze Estuary. *Science of the Total Environment* 624:48-54. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.105>
- Kacar, A., Gungor, F. 2010 Comparison of fecal coliform bacteria before and after wastewater treatment plant in the Izmir Bay (Eastern Aegean Sea). *Environmental Monitoring and Assessment* 162:355-363. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0801-4>

- Kai, W., Peisheng, Y., Rui, M., Wenwen, J., Zongze, S. 2017. Diversity of Culturable Bacteria in Deep-Sea Water from the South Atlantic Ocean. *Bioengineered* 8(5):572–84. <https://doi.org/10.1080/21655979.2017.1284711>
- Kalkan, S., Altuğ, G. 2020. The composition of cultivable bacteria, bacterial pollution, and environmental variables of the coastal areas: an example from the Southeastern Black Sea, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment* 192:356. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08310-5>
- Kawai, F., Kawabata, T., Oda, M. 2019. Current knowledge on enzymatic PET degradation and its possible application to waste stream management and other fields. *Applied Microbiology and Biotechnology* 103:4253–4268. <https://doi.org/10.1007/s00253-019-09717-y>
- Kesy, K., Hentzsch, A., Klaeger, F., Oberbeckmann, S., Mothes, S., Labrenz, M. 2017. Fate and stability of polyamide-associated bacterial assemblages after their passage through the digestive tract of the blue mussel *Mytilus edulis*. *Marine Pollution Bulletin* 125(1-2):132–138. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.016>
- Kelly, J., London, M., Oforji, N., Ogunsola, A., Hoellein, T. 2020. Microplastic selects for convergent microbiomes from distinct riverine sources. *Freshwater Science* 39:281–291. <https://doi.org/10.1086/708934>
- Khouadja, S., Suffredini, E., Baccouche, B., Croci, L., Bakhrouf, A. 2014. Occurrence of virulence genes among *Vibrio cholera* and *Vibrio parahaemolyticus* strains from treated wastewaters. *Environmental Monitoring and Assessment* 186:6935–6945. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3900-9>
- Kilunga, P., Kayembe, J., Laffite, A., Thevenon, F., Devarajan, N., Mulaji, D.K., Mubedi, J.I., et al. 2016. The impact of hospital and urban wastewaters on the bacteriological contamination of the water resources In Kinshasa, Democratic Republic of Congo. *Journal of Environmental Science and Health* 51(12):1034–42. <https://doi.org/10.1080/10934529.2016.1198619>
- Kirstein, I., Kirmizi, S., Wichels, A., Garin-Fernandez, A., Erler, R., Löder, M., Gerdt, G. 2016. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Marine Environmental Research* 120:1–8. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.07.004>
- Kovač, M., Lovšin, M., Koren, Š., Kržan, A., Peterlin, M. 2017. Microplastics as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species *Aeromonas salmonicida*. *Marine Pollution Bulletin* 125(1–2):301–309. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.024>
- Landrigan, P.J., Stegeman, J., Fleming, L., Allemand, D., Anderson, D., Backer, L.C., Brucker-Davis, F., et al. 2020. Human Health and Ocean Pollution. *Annals of Global Health*, 86(1):151,1–64. <https://doi.org/10.5334/aogh.2831>
- Li, W., Zhang, Y., Nan, W., Zhao, Z., Xu, W., Ma, Y., Niu, Z. 2019. Colonization Characteristics of Bacterial Communities on Plastic Debris Influenced by Environmental Factors and Polymer Types in the Haihe Estuary of Bohai Bay, China. *Environmental Science and Technology* 53:10763–1077. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03659>
- Lithner, D., Larsson, Å., Dave, G. 2011. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of The Total Environment* 409(18):3309–3324. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>
- Löhr, A., Savelli, H., Beunen, R., Kalz, M., Ragas, A., Van Belleghem, F. 2017. Solutions for global marine litter pollution. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 28:90–99. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2017.08.009>
- Long, C. 1965. Sokal, Robert R., and Peter H. A. Sneath. Principles of Numerical Taxonomy. W. H. Freeman and Co., San Francisco and London. Pp. Xvi + 359, Illus. 1963. *Journal of Mammalogy* 46(1):111–12. <https://doi.org/10.2307/1377831>
- Lucas, F., Thierial, C., Gonçalves, A., Servais, P., Rocher, V., Mouchel, J. 2014. Variation of raw wastewater microbiological quality in dry and wet weather conditions. *Environmental Science and Pollution Research* 21:5318–5328. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2361-y>
- Lu, L., Luo, T., Zhao, Y., Cai, C., Fu, Z., Jin, Y. 2019. Interaction between microplastics and microorganism as well as gut microbiota: A consideration on environmental animal and human health. *Science of The Total Environment* 667(1):94–100. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.380>
- Martínez, S., González, M., Fernández-Piñas, F., Rosal, R., Leganés, F. 2021. Early and differential bacterial colonization on microplastics deployed into the effluents of wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment* 757:143832. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143832>
- Meena, B., Anburajan, L., Selvaganapathi, K., Valsalan, N., Dharani, G. 2020. Characteristics and dynamics of Salmonella diversity and prevalence of biomarker genes in Port Blair Bays, South Andaman, India. *Marine Pollution Bulletin* 160:111582. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111582>
- Memon, A., Mustafa, A., Rahee, A., Ahmad, J., Giwa, A. 2021. Impact of effluent discharge on recreational beach water quality: a case study of Karachi-Pakistan. *Journal of Coastal Conservation* 5:37. <https://doi.org/10.1007/s11852-021-00824-5>
- MinAmbiente 2015. Decreto 1076 del 26 de mayo de 2015. Por el cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá, 653 p.
- Mishra, S., Kneis, D., Berendonk, T., Aubeneau, A. 2019. Optimum positioning of wastewater treatment plants in a river network: A model-based approach to minimize microbial pollution. *Science of The Total Environment* 691:1310–1319. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.035>
- Misic, C., Covazzi, A. 2019. Development of marine biofilm on plastic: ecological features in different seasons, temperatures, and light regimes. *Hydrobiologia* 835:129–145. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3934-7>
- Moscarella, M., García, F., Palacio, C. 2011. Calidad microbiológica del agua de la bahía de Santa Marta, Colombia. *DYNA* 78(167):132–141. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/dyna/article/view/25776>
- Morsy, E., Al-Herrawy, A., Ali, M. 2007. Assessment of Cryptosporidium Removal from Domestic Wastewater Via Constructed Wetland Systems. *Water, Air and Soil Pollution* 179:207–215. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9225-8>
- Naciones Unidas 2016. Objetivos de desarrollo sostenibles. Disponible en: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/sustainable-development-goals/>
- Narváez, S., Gómez, M., Acosta, J. 2008. Coliformes termotolerantes em aguas de las poblaciones costeras y palafíticas de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Acta biológica colombiana* 13(3):113–122. <http://www.scielo.org.co/pdf/abc/v13n3/v13n3a9.pdf>
- Oberbeckmann, S., Loeder, M., Gerdt, G., Osborn, A. 2014. Spatial and seasonal variation in diversity and structure of microbial biofilms on marine plastics in Northern European Waters. *FEMS Microbiology Ecology* 90(2):478–492. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12409>
- Oberbeckmann, S., Kreikemeyer, B., Labrenz, M. 2018. Environmental factors support the formation of specific bacterial assemblages on microplastics. *Frontiers in Microbiology* 8:2709. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.02709>
- OMS 2003. Directrices para ambientes de aguas recreativas seguras. Costa y aguas frescas. Organización Mundial de la Salud, Vol. 1. Ginebra, Suiza. 219p.
- OMS 2006. Guías para la calidad del agua potable. Primer apéndice a la tercera edición. Vol 1. Ginebra, Suiza. 398p. <https://coral.org/wp-content/uploads/2022/06/Gui%C3%A1s-para-la-calidad-del-agua-potable.pdf>
- Ostojich, M., Aimo, E., Frate, R., Vazzoler, Ma., Stradella, S., Osti, P. 2007. Integrated approach for microbiological impact assessment of public wastewater treatment plants. *Chemistry and Ecology* 23(1):43–62. <https://doi.org/10.1080/02757540601083963>
- Osunla, A., Abioye, O., Okoh, A. 2021. Distribution and Public Health Significance of *Vibrio* Pathogens Recovered from Selected Treated Effluents in the Eastern Cape Province, South Africa. *Water* 13(7):932. <https://doi.org/10.3390/w13070932>
- Oulas, A., Pavloudi, C., Polymenakou, P., Pavlopoulos, G., Papanikolaou, N., Kotoulas, G., Arvanitidis, C., et al. 2015. Metagenomics: Tools and Insights for Analyzing Next-Generation Sequencing Data Derived from Biodiversity Studies. *Bioinformatics and Biology Insights* 9(January):BBI.S12462. <https://doi.org/10.4137/BBI.S12462>
- Page, M.J., McKenzie, J.E., Bossuyt, P.M., Boutron, I., Hoffmann, T.C., Mulrow, C.D., Shamseer, L., et al. 2021. The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews. *BMJ* 372(71):1–9. <https://doi.org/10.1136/bmj.n71>
- Pérez-Duque, A., González-Muñoz, A., Arboleda-Valencia, J., Vivas-Aguas, L., Córdoba-Meza, T., Rodríguez-Rey, G., et al. 2021. Comparative Genomics of Clinical and Environmental Isolates of *Vibrio* spp. of Colombia: Implications of Traits Associated with Virulence and Resistance. *Pathogens* 10:1605. <https://doi.org/10.3390/pathogens10121605>

- Paliaga, P., Korlević, M., Ivančić, I., Najdek, M. 2017. Limited influence of primary treated sewage waters on bacterial abundance, production and community composition in coastal seawaters. *Marine Environmental Research* 131: 215-226. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.09.012>
- Ramaiah, N., Kolhe, V., Sadhasivan, A. 2005. Quantitative Analyses of Pollution-Indicator and Pathogenic Bacteria in Mumbai Waters from Ballast Water Exchange Perspective. *Environmental Monitoring and Assessment* 104:295-308. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-1619-3>
- Rao, B., Kalavati, C., Raman, A. 2006. Bacterial contamination of beach and groundwater in the vicinity of a sewage treatment plant in Visakhapatnam, Andhra Pradesh. *Asian Journal of Microbiology, Biotechnology and Environmental Sciences* 8(4):777-782.
- Rappé, M., Giovannoni, S. 2003. The Uncultured Microbial Majority. *Annual Review of Microbiology* 57:369-94. <https://doi.org/10.1146/annurev.micro.57.030502.090759>
- Rasool, F., Saavedra, M., Pamba, S., Perold, V., Mmochi, A., Maalim, M., et al. 2021. Isolation and characterization of human pathogenic multidrug resistant bacteria associated with plastic litter collected in Zanzibar. *Journal of Hazardous Materials* 405:124591. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124591>
- Reza, M., Mizusawa, N., Kumano, A., Oikawa, C., Ouchi, D., Kobiyama, A., Yamada, Y., et al. 2018. Metagenomic analysis using 16S ribosomal RNA genes of a bacterial community in an urban stream, the Tama River, Tokyo. *Fisheries Science* 84: 563-577. <https://doi.org/10.1007/s12562-018-1193-6>
- Rodrigues, A., Oliver, D., McCarron, A., Quilliam, S. 2019. Colonization of plastic pellets (nurdles) by *E. coli* at public bathing beaches. *Marine Pollution Bulletin* 139:376-380. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.011>
- Rodríguez, D. 2012. Distribución de Enterococos como indicadores de contaminación fecal en aguas de la Bahía de Tumaco, Pacífico colombiano. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología* 50(2):136-148. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1561-30032012000200002
- Saingam, P., Li, B., Yan, T. 2020. Fecal indicator bacteria, direct pathogen detection, and microbial community analysis provide different microbiological water quality assessment of a tropical urban marine estuary. *Water Research* 185:116280. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116280>
- Senkbeil, J., Ahmed, W., Conrad, J., Harwood, V. 2019. Use of *Escherichia coli* genes associated with human sewage to track fecal contamination source in subtropical waters. *Science of The Total Environment* 686:1069-1075. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.201>
- Silva, M., Maldonado, G., Oliveira, R., de Sá, J., Pereira, R., Meigikos, R., Vieira, F. 2019. Dispersal of potentially pathogenic bacteria by plastic debris in Guanabara Bay, RJ, Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 141:561-568. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.064>
- Singer, D., Seppey, C., Lentendu, G., Dunthorn, M., Bass, D., Belbahri, L., Blandenier, Q., et al. 2021. Protist taxonomic and functional diversity in soil, freshwater and marine ecosystems. *Environment International* 146:106262. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106262>
- Song, X., Zhuang, W., Cui, H., Liu, M., Gao, T., Li, A., Gao, Z. 2022. Interactions of microplastics with organic, inorganic and bio-pollutants and the ecotoxicological effects on terrestrial and aquatic organisms. *Science of The Total Environment* 838(Part-2):156068. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156068>
- Steinman, A., Scott, J., Green, L., Partridge, C., Oudsema, M., Hassett, M., Kindervater, E., et al. 2020. Persistent organic pollutants, metals, and the bacterial community composition associated with microplastics in Muskegon Lake (MI). *Journal of Great Lakes Research* 46(5):1444-1458. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.07.012>
- Tavşanoğlu, Ü., Başaran, G., Akca, G., Çirak, T., Erdoğan, Ş. 2020. Microplastics in a dam lake in Turkey: type, mesh size effect, and bacterial biofilm communities. *Environmental Science and Pollution Research* 27:45688-45698. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10424-9>
- Thevenon, F., Regier, N., Benagli, C., Tonolla, M., Adatte, T., Wildi, W., Poté, J. 2012. Characterization of fecal indicator bacteria in sediments cores from the largest freshwater lake of Western Europe (Lake Geneva, Switzerland). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 78:50-56. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.11.005>
- Tolouei, S., Baptiste, J., Autixier, L., Taghipour, M., Bonsteel, J., Duy, S.V., Sauvé, S., et al. 2019. Temporal variability of parasites, bacterial indicators, and wastewater micropollutants in a water resource recovery facility under various weather conditions. *Water Research* 148:446-458. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.068>
- Touron, A., Berthe, T., Gargala, G., Fournier, M., Ratajczak, M., Servais, P., Petit, F. 2007. Assessment of faecal contamination and the relationship between pathogens and faecal bacterial indicators in an estuarine environment (Seine, France). *Marine Pollution Bulletin* 54(9):1441-1450. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.05.009>
- Tyagi, V., Sahoo, B., Khursheed, A., Kazmi, A., Ahmad, Z., Chopra, A.K. 2011. Coliforms and pathogenic parasite in four full-scale sewage treatment systems in India. *Environmental Monitoring and Assessment* 181:123-135. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1818-4>
- Unión Europea 2006. *Directiva (UE) 2006/7/EC del Parlamento Europeo y del Consejo de 15 febrero de 2006, relativa a la gestión de la calidad de las aguas de baño y por la que se deroga la Directiva 76/160/EEC*. Diario Oficial de la Unión Europea, L64/37, 04 de marzo de 2006, 1-15p.
- Vázquez, M., Ponce-Soto, G., Eguarte, L., Souza, V. 2017. Comparative genomics of free-living Gammaproteobacteria: pathogenesis-related genes or interaction-related genes? *Pathogens and Disease* 75(5):ftx059. <https://doi.org/10.1093/femspd/ftx059>
- Veilleux, H., Misutka, M., Glover, C. 2021. Environmental DNA and environmental RNA: Current and prospective applications for biological monitoring. *Science of The Total Environment* 782:146891. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146891>
- Vivas-Aguas, L.J., Espinosa, L., Parra, L. 2013. Identificación de fuentes terrestres de contaminación y cálculo de las cargas de contaminantes en el área de influencia de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 42(1):7-30. <http://www.scielo.org.co/pdf/mar/v42n1/v42n1a01.pdf>
- Wang, L., Luo, Z., Zhen, Z., Yan, Y., Yan, C., Ma, X., et al. 2020. Bacterial community colonization on tire microplastics in typical urban water environments and associated impacting factors. *Environmental Pollution* 265:114922. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114922>
- Wang, Z., Gao, J., Zhao, Y., Dai, H., Jia, J., Zhang, D. 2021. Plasticsphere enrich antibiotic resistance genes and potential pathogenic bacteria in sewage with pharmaceuticals. *Science of The Total Environment* 768:144663. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144663>
- Williams, K., Gillespie, J., Sobral, B., Nordberg, K., Snyder, E., Shallom, M., Dickerman, A. 2010. Phylogeny of gammaproteobacteria. *Journal of bacteriology* 192(9):2305-2314. <https://doi.org/10.1128/JB.01480-09>
- Xu, X., Wang, S., Gao, F., Li, J., Zheng, L., Sun, C., He, C., et al. 2019. Marine microplastic-associated bacterial community succession in response to geography, exposure time, and plastic type in China's coastal seawaters. *Marine Pollution Bulletin* 145:278-286. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.036>
- Xue, J., Schmitz, B., Caton, K., Zhang, B., Zabaleta, J., Garai, J., Taylor, C.M., et al. 2019. Assessing the spatial and temporal variability of bacterial communities in two Bardenpho wastewater treatment systems via Illumina MiSeq sequencing. *Science of The Total Environment* 657:1543-1552. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.141>
- Yilmaz, G., Kaya, Y., Vergili, I., Beril Gönöder, Z., Özhan, G., Ozbek Celik, B., Altinkum, S.M., et al. 2017. Characterization and toxicity of hospital wastewaters in Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment* 189:55. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5732-2>
- Zettler, E., Mincer, T., Amaral-Zettler, L. 2013. Life in the 'Plasticsphere': Microbial Communities on Plastic Marine Debris. *Environmental Science and Technology* 47(13):7137-46. <https://doi.org/10.1021/es401288x>
- Zhang, B., Xing, Y., Liu, L., Chen, L., Teng, J., Zhu, X., Zhao, J., et al. 2021. Spatial and seasonal variations in biofilm formation on microplastics in coastal Waters. *Science of Total Environment* 770:145303. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145303>
- Zhang, L., Xu, M., Li, X., Lu, W., Li, J. 2020a. Sediment Bacterial Community Structure Under the Influence of Different Domestic Sewage Types. *Journal of Microbiology and Biotechnology* 30:1355-1366. <https://doi.org/10.4014/jmb.2004.04023>
- Zhang, L., Ma, X., Luo, L., Hu, N., Duan, J., Tang, Z., Zhong, R., et al. 2020b. The Prevalence and Characterization of Extended-Spectrum β -Lactamase- and Carbapenemase-Producing Bacteria from Hospital Sewage, Treated Effluents and Receiving Rivers. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17(4):1183. <https://doi.org/10.3390/ijerph17041183>
- Zhao, Y., Gao, J., Wang, Z., Dai, H., Wang, Y. 2021. Responses of bacterial communities and resistance genes on microplastics to antibiotics and heavy metals in sewage environment. *Journal of Hazardous Materials* 402:123550. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123550>