

Evaluación de variables fisicoquímicas y concentraciones de metales pesados en muestras de agua de mar de playas recreativas de Costa Rica

Evaluation of physical-chemical variables and heavy metal concentrations of seawater samples in recreational beaches in Costa Rica





Avaliação de variáveis físico-químicas e concentrações de metais pesados em amostras de água do mar de praias recreativas da Costa Rica

Fernando Bermúdez-Kuminev¹
Universidad de Costa Rica-Sede del Caribe, Costa Rica

Jorge Herrera-Murillo²
Universidad Nacional de Costa Rica, Costa Rica

Leonel Lépiz-López³
Consultor independiente, Costa Rica

Amanda Campos-Zumbado⁴
Coopeatenas RL, Costa Rica

-
- 1 Licenciado en Gestión Ambiental, Sede del Caribe, Universidad de Costa Rica, Costa Rica. fernando.bermudez@ucr.ac.cr; ORCID:  <https://orcid.org/0000-0002-1759-5587>.
 - 2 Doctor en Ciencias de la Tierra. Laboratorio de Análisis Ambiental, Escuela de Ciencias Ambientales, Universidad Nacional, Costa Rica. jorge.herrera.murillo@una.cr; ORCID:  <https://orcid.org/0000-0003-4660-0178>
 - 3 Licenciado en Gestión Ambiental, Consultor, lepizuna@gmail.com; ORCID:  <https://orcid.org/0000-0002-0257-0656X>
 - 4 Licenciada en Gestión Ambiental, Departamento de Gestión Ambiental, COOPEATENAS RL, Costa Rica. cz.aman92@gmail.com; ORCID:  <https://orcid.org/0000-0002-7815-7425>



Resumen

En Costa Rica existe un vacío legal en torno al control de la calidad de agua de mar en playas recreativas, por lo que la presente investigación planteó confeccionar un estudio exploratorio de la concentración de metales pesados en esta matriz. En el año 2013 se realizó una campaña de muestreo en 13 playas en la costa Pacífica, y cinco en la costa caribeña. El país fue dividido en cuatro zonas Pacífico Norte (PN), Pacífico Central (PC), Pacífico Sur (PS) y Caribe Sur (CS). Se analizaron ocho metales pesados en muestras de agua de mar (Mn, Cd, Co, Fe, Cr, Ni, Cu, Pb) mediante espectrometría de absorción atómica, además los parámetros fisicoquímicos (pH y temperatura) *in situ*. El pH fue significativamente más básico en el PN ($P=0.0001$), y se midió una diferencia de temperatura de hasta 3°C entre la costa del Pacífico y la del Caribe. La zona del PC presentó concentraciones significativamente mayores para metales como el Pb, Cr, y Fe. Las concentraciones más altas de metales como Pb y Cr fueron obtenidas en la cercanía de desembocaduras de ríos y desfuegos, lo cual indica los aportes que los cuerpos de agua están realizando y la influencia de las zonas urbanas. Este estudio exploratorio encontró concentraciones de metales que exceden los límites máximos establecidos en la normativa de países como: Chile, Argentina y Perú, evidenciando la necesidad de fijar los estándares de calidad de agua en estos espacios para la seguridad y protección de la salud humana del turismo y las diferentes actividades que se desarrollan.

Palabras clave: salud humana, bioacumulación, manganeso, plomo, legislación.



Abstract

Costa Rica has a legal gap in terms of the regulations to control the seawater quality in recreational beaches, so the present investigation aimed to create a exploratory study of heavy metals concentrations in recreational beaches in Costa Rica. In 2013, a monitoring campaign was carried out on thirteen beaches on the Pacific coast, and five beaches on the Caribbean coast. The country was divided into four zones North Pacific (PN), Central Pacific (PC), South Pacific (PS) and Southern Caribbean (CS). Eight heavy metals (Mn, Cd, Co, Fe, Cr, Ni, Cu, Pb) were analyzed in seawater samples by absorption spectrometry, and the physicochemical characteristics (pH and temperature) were measured *in situ*. The pH was significantly more basic in the PN ($P=0.0001$), and a temperature difference of up to 3°C between the Pacific and Caribbean coasts was registered. The PC showed the highest concentrations for metals such as Pb, Cr, and Fe. The highest concentrations of metals such as Pb and Cr were found near river mouths and wastewater discharges, indicating the contributions that water bodies are making and the influence of urban areas. This research achieved to develop a monitoring campaign and found concentration of heavy metals that exceed the limits established by law in other countries such as: Chile, Argentina and Peru, and evidences the need to regulate quality standards in these spaces for the safety of the human health of tourism and the different activities that are developed.

Keywords: human health, bioaccumulation, manganese, lead, legislation.



Resumo

Na Costa Rica existe um vazio legal no que diz respeito ao controle da qualidade da água do mar em praias de lazer, por isso esta pesquisa propôs um estudo exploratório da concentração de metais pesados nesta matriz. Em 2013, foi realizada uma campanha de amostragem em 13 praias da costa do Pacífico e cinco da costa do Caribe. O país foi

dividido em quatro zonas: Pacífico Norte (PN), Pacífico Central (PC), Pacífico Sul (PS) e Caribe Sul (SC). Foram analisados oito metais pesados em amostras de água do mar (Mn, Cd, Co, Fe, Cr, Ni, Cu, Pb) por espectrometria de absorção atômica, além dos parâmetros físico-químicos (pH e temperatura) in situ. O pH foi significativamente mais básico no NP ($P=0,0001$), e uma diferença de temperatura de até 3°C foi medida entre as costas do Pacífico e do Caribe. A área do PC apresentou concentrações significativamente maiores de metais como Pb, Cr e Fe. As maiores concentrações de metais como Pb e Cr foram obtidas próximas às fozes e desembocaduras dos rios, o que indica as contribuições que os corpos hídricos estão realizando, influência das áreas urbanas. Este estudo exploratório encontrou concentrações de metais que excedem os limites máximos estabelecidos nas regulamentações de países como: Chile, Argentina e Peru, evidenciando a necessidade de estabelecer padrões de qualidade da água nestes espaços para a segurança e proteção do turismo humano e do turismo, diferentes atividades que são desenvolvidas.

Palavras-chave: saúde humana, bioacumulação, manganês, chumbo, legislação.

Introducción

Según [Cajiao \(2015\)](#), Costa Rica es un país reconocido a nivel mundial como un destino turístico atractivo gracias a la gran diversidad de opciones que puede ofrecer en una extensión geográfica pequeña, por lo que desde los años 1960 se declaró al turismo como una industria de utilidad nacional. En este sentido, indican [Otoya \(2006\)](#), [Benavides \(2019\)](#) y el [ICT \(2022\)](#), uno de los principales atractivos turísticos que ofrece el país está vinculado al turismo de sol y playa, así como otras actividades asociadas como paseo, buceo, natación y prácticas de deportes acuáticos.

La calidad de los recursos costeros se ha visto impactada por diversas actividades antropogénicas que se realizan en las partes medias y altas de las cuencas hidrográficas, las cuales modifican no solo la superficie sino también generan la descarga de diferentes contaminantes a través de las aguas residuales generadas en las industrias, comercios y domicilios. A esto hay que añadir el aporte de sólidos y nutrientes provenientes de fuentes de emisión difusas; además de fenómenos naturales y antropogénicos que se producen en el mar; según lo estipulado por [Escobar \(2002\)](#), [Morales-Ramírez et al. \(2009\)](#), [González \(2013\)](#), [Tavakoly-Sany et al. 2013](#)), [Tavakoly-Sany et al. 2014](#)) y [Saravia-Arguedas et al. 2019](#)).

En materia regulatoria, el [Programa de Estado de la Nación \(2008\)](#) establece que los espacios marino-costeros son regulados por una legislación específica que establece la Zona Marítimo Terrestre (ZMT) ([Ley 6043 de 1977](#)). El modelo de desarrollo que se ha planteado en la ZMT es

principalmente turístico, el cual en una cantidad importante de casos no cumple con la normativa de retiros establecida por ley, con permisos del Instituto Costarricense de Turismo (ICT), o poseen concesiones con diversos incumplimientos a los Planes Reguladores vigentes.

El control de la calidad del agua de mar en estos espacios actualmente no existe, dado que los instrumentos vigentes como el Canon Ambiental, el Reglamento de Reuso y Vertido de Aguas Residuales o el Reglamento para la Clasificación de Cuerpos de Agua Superficial no son de aplicación para estas zonas. Por ende, el país no cuenta con un instrumento técnico y legalmente vigente para monitorear la calidad del agua de mar en playas de uso recreativo.

En el país el estudio de la calidad del agua de mar en función de la contaminación bacteriológica comenzó en la década de los años 1960, con [Brunker y Fernández \(1965\)](#), en un estudio en Puntarenas. Posteriormente, y según [Mora et al. \(1989\)](#), el Laboratorio Nacional de Aguas (LNA) ha desarrollado un amplio trabajo de muestreos, caracterización y valoración de riesgos en más de 100 playas, confeccionando instrumentos importantes para la valoración de la calidad del agua de mar, utilizando indicadores biológicos, lo anterior indicado por [Mora et al. \(2019\)](#).

La [Contraloría General de la República de Costa Rica](#) presentó en el año 2013 el *Informe acerca de la eficacia del Estado para garantizar la calidad del agua en sus diferentes usos*, en el que se evidenció la existencia de cinco playas en ambas costas del país no aptas para recreación y con riesgo sanitario. [Badilla y Mora \(2019\)](#) indican que los estudios de calidad sanitaria en playas han estado enfocados principalmente al análisis bacteriológico de coliformes fecales, como son el caso de *Escherichia coli* y del género *Enterococcus spp.*

Por su lado, [Acuña et al. \(2004\)](#) y [Spongberg \(2004\)](#) indican que en el país se han realizado estudios de contaminación por hidrocarburos, estos eventos antropogénicos se pueden originar por fuentes externas como descargas accidentales o intencionales ocurridas en rutas de navegación y transportadas por sistemas de corrientes oceánicas, así como internas; el transporte y descarga de estas sustancias ya sea en el sector costero o más adentro del territorio nacional. Sin embargo, estos estudios no se han enfocado en determinar el comportamiento y la dinámica de estos contaminantes en playas recreativas, sino que se han realizado mar adentro y en los golfos del país.

Siguiendo con Spongberg y, posteriormente [Lizano *et al.* \(2012\)](#), se han realizado también estudios de calidad de agua enfocados a la contaminación por arrastre de materiales vertidos a los ríos y que llegan a desembocar en el mar, evaluando metales pesados como parámetros indicadores de contaminación provenientes de actividades antropogénicas, sin embargo, dichos estudios fueron ejecutados en aguas abiertas y no en las zonas costeras de alta confluencia turística y de uso recreativo.

[Briffa *et al.* \(2020\)](#) indican que los metales pesados presentan características químicas como la formación de enlaces covalentes, así como la formación iones y compuestos lipofílicos en sus formas orgánicas que pueden generar efectos tóxicos al unirse con elementos no metálicos de algunas macromoléculas celulares, además de la presencia de radicales libres que pueden afectar las estructuras de ADN. El mismo Briffa y otros, junto con [Pujari y Kapoor \(2021\)](#) señalan que existen cuatro vías mediante las cuales los metales pueden entrar en el organismo humano, mediante la ingesta de alimentos o agua contaminada, mediante la inhalación desde la atmósfera o mediante el contacto cutáneo. Cuando se da el ingreso de metales pesados por ingesta de agua-alimentos o inhalado se genera el proceso de bioacumulación en el cuerpo, este proceso genera complicaciones biológicas y fisiológicas sobre los organismos, esto según [Barletta *et al.* \(2019\)](#).

Siguiendo con lo postulado por Briffa, entre las principales fuentes antrópicas de metales pesados se encuentra la minería metálica y la industria metalúrgica, así como la descarga de lixiviados provenientes de rellenos sanitarios y actividades agropecuarias (excretas de ganado y de desechos derivados del cultivo de aves). Por su parte, [Luch \(2012\)](#), [Burgos *et al.* \(2017\)](#) dicen que otras fuentes importantes de metales pesados son el uso de diferentes fertilizantes que contienen: zinc, cobre y cadmio para su incorporación en suelos deficientes, así como el uso de arsénico, mercurio y sales de cobre como componentes de algunos fungicidas.

El objetivo principal de la investigación fue la elaboración de un estudio exploratorio de la concentración de metales pesados: Fe, Zn, Mn, Cu, Cr, Co, Ni y Pb presente en muestras de agua de mar de playas recreativas de ambas costas de Costa Rica. A la fecha no se cuenta con un estudio preliminar similar publicado en Costa Rica, los datos que se presentan son información valiosa e inédita para actuales y futuras investigaciones en la materia.

Materiales y métodos

Selección de playas

Se estudiaron 18 playas recreativas de Costa Rica distribuidas en cuatro áreas: Pacífico Norte (PN) con siete playas, Pacífico Central (PC) con cinco, Pacífico Sur (PS) con dos y Caribe Sur (CS) con cuatro (Figura 1). Para la selección de las playas se establecieron los siguientes criterios: a) afluencia de turistas y bañistas (ICT, 2010; SINAC & ACG, 2020) historial de contaminación por descarga de aguas servidas (Herrera, 2007; Ávalos, 2008; Cantero, 2008a; Carvajal, 2009; Cantero, 2008b; Agüero, 2010), c) uso del suelo en zonas costeras, tomando aquellas con mayores parches de infraestructura (tanto urbana como industrial).

Figura 1. Distribución espacial de la muestra de playas, donde PN= Pacífico Norte, PC= Pacífico Central, PS= Pacífico Sur y CS= Caribe Sur.



Fuente: Elaboración Propia.

Muestreo

La recolección de muestras se llevó a cabo entre los meses de abril a noviembre de 2013, cada playa fue muestreada una vez dentro de este periodo. El muestreo se ejecutó aplicando las consideraciones incluidas en la norma mexicana “NMX-AA-120-SCFI-2006”, y fue complementada con la *Guía Técnica de Procedimiento de tomas de muestras del agua de mar en playas de baño y recreación de la Dirección de Salud de Perú RM N°553-2010/MINSA*.

Para la toma de muestras en las playas se utilizaron sistemas de información geográfica para determinar de previo a la visita la longitud total de la playa, dicha distancia se dividió entre 0.5km, estableciéndose la cantidad de sitios de muestreo por playa. Posteriormente en campo se utilizó un GPS marca Garmin modelo 62S para medir el distanciamiento entre cada punto de muestreo y georeferenciar puntos de interés como la presencia de desembocaduras o desfuegos presentes en la playa muestreada.

Los muestreos se realizaron en un intervalo de tiempo entre las 8:00a.m las 4:00p.m. para cada playa. Las muestras se recolectaron a la orilla de la playa y las condiciones de muestreo variaron según el detalle descrito por la observación del oleaje: a) Oleaje tranquilo: se tomó la muestra en la zona donde la profundidad alcanzó 1m con respecto al nivel del agua; b) Oleaje rompiente cerca de la orilla: en caso de que la pendiente del fondo fuera pronunciada la muestra se tomó en la orilla, donde el nivel del agua estaba entre 20 a 35cm y se llenó el frasco de muestreo procurando que contuviera un mínimo de arena.

Para la recolección de las muestras se utilizaron recipientes de polietileno de alta densidad de 150ml, previamente tratados en un baño ácido nítrico (HNO₃) al 10% y lavados tres veces con agua Milli-Q. Todos los recipientes fueron etiquetados con un código particular. En el momento del muestreo cada recipiente se enjuagó tres veces con agua de mar *in situ* previo a la recolección de la muestra. Una vez recolectadas se colocaron en una hielera con hielo, para mantener una temperatura menor a 4°C hasta que se ingresaran en el laboratorio. Al momento de coleccionar la muestra se registró el pH del agua de mar *in situ* medido con un pH-metro marca Orion Star A121 cuyo electrodo fue calibrado utilizando amortiguadores de amino-piridina y trishidroximetilaminometano, o tris; esto de acuerdo con [DelValls y Dickson \(1998\)](#).

Durante el muestreo en cada playa, se tomó un blanco de campo, el cual consistía en una muestra de agua Milli-Q contenida en un recipiente de polietileno de alta densidad de 150 ml. El recipiente de agua Milli-Q identificado como blanco de campo se abrió en una oportunidad durante el período de toma de una muestra, con el fin de detectar posibles eventos de contaminación cruzada. Tanto a las muestras como a los blancos de campo se les añadió HNO₃ concentrado hasta un pH < 2 como mecanismo de conservación.

Análisis químico

A partir de cada muestra de agua de mar colectada se tomó una alícuota de 25ml y se vertió en un vaso de precipitados de 150 ml, y se añadieron 2.50ml de HNO₃ concentrado. Los vasos de precipitados se calentaron en una placa caliente hasta casi secarse. El material remanente se transfirió cuantitativamente a un balón volumétrico de 25ml. Posteriormente, se volvió a agregar 2.50ml de HNO₃ al beaker y se evaporó nuevamente hasta sequedad, volviendo a transferir al balón aforado. Para cada lote de muestras se analizó un blanco de laboratorio y los blancos de campo.

El análisis de metales se llevó a cabo mediante espectrometría de absorción atómica con horno de grafito utilizando un espectrofotómetro AANALYST Perkin Elmer 700 equipado con un muestreador automático. Se utilizaron lámparas de deuterio y de cátodo hueco Perkin Elmer para el análisis de trazas de metales y correcciones de fondo. Las especies de metales se identificaron y cuantificaron por interpolación en las curvas de calibración de siete disoluciones estándar de 10-50 µg/l para Cd, Co, Fe, Ni, Cr, Pb, Cu y soluciones estándar de 5-30 µg/l para Mn, preparadas a partir de disoluciones patrón de 1000 mg/l trazables a NIST marca Perkin Elmer.

Los límites de detección en µg/l, determinados por el método IUPAC, fueron: 0.9 para Cd, 1.1 para Co, 1.5 para Cu, 1.1 para Pb, 1.5 para Cr, 1.0 para Mn, 0.8 para Ni y 4.5 para Fe. Se analizaron los blancos de campo y laboratorio para metales siguiendo el mismo procedimiento empleado para las muestras, obteniendo concentraciones inferiores al 5% de las encontradas en las muestras. La precisión del análisis químico de metales se verificó periódicamente utilizando un estándar certificado (SRM 1648) enriquecido en muestras de agua de mar previamente seleccionadas. Se obtuvo un sesgo general entre -8 y 13% para las concentraciones de metales medidas en las muestras.

Análisis estadístico

Se utilizó el programa InfoStat versión 2020, de [Di Rienzo et al. \(2020\)](#), para la obtención de todos los estadísticos descriptivos de la investigación (cantidad de muestras por playa, media, mediana, desviación estándar (DE), máximos y mínimos, la asimetría y los datos faltantes), y el cálculo de las diferentes pruebas estadísticas. Se ejecutó la prueba de Shapiro-Wilks de cada metal por playa y zona, para determinar si presentan una distribución normal. Seguidamente se analizaron los promedios por playa y zona a partir del análisis de varianza no paramétrica con el método de Kruskal-Wallis, utilizando un nivel de confianza del 95%. Posteriormente en los casos en que se determinara que existía una diferencia significativa, se procedió a la ejecución de pruebas de Tukey para identificar cuáles zonas presentaban diferencias entre sí. Se ejecutó además un análisis de correlación de Pearson entre el pH, temperatura y las concentraciones promedio de cada metal por zona.

Para la graficación de los resultados obtenidos se utilizó el programa R en su versión 3.6.3 por [R Core Team \(2020\)](#).

Análisis espacial

Se utilizó el software QGIS en su versión 3.22.14-Białowieża para elaborar un sistema de información geográfica para visualizar la información levantada en campo (puntos de muestreo, presencia de desembocaduras y desfogos) y la elaboración de mapas.

Resultados

En el Cuadro 1 se presentan la medida de tendencia central y la dispersión para cada metal por zona, incluyendo los valores máximos y mínimos, el cálculo de asimetría en la distribución de los datos y los datos faltantes, este último se refiere a la cantidad de datos que se reportaron por debajo de límite de detección reportado por el laboratorio para cada metal.

Cuadro 1. Estadísticos descriptivos para los diferentes metales pesados por zona, donde PN= Pacífico Norte, PC= Pacífico Central, PS= Pacífico Sur y CS= Caribe Sur.

| Zona | Variable | n | Media±D.E | Mín | Máx | Asimetría | Datos faltantes |
|------|----------|----|-------------------|------|----------|-----------|-----------------|
| CS | Mn(µg/L) | 15 | 833.33 ± 1467.77 | 44 | 4651 | 2.29 | 2 |
| | Cd(µg/L) | 17 | ND | - | - | - | 17 |
| | Co(µg/L) | 2 | 10 ± 2.83 | 8 | 12 | | 15 |
| | Fe(mg/L) | 8 | 7.94 ± 9.8 | 0.9 | 28 | 1.55 | 9 |
| | Cr(µg/L) | 17 | 29.29 ± 16.25 | 6 | 62 | 0.47 | 0 |
| | Ni(µg/L) | 17 | ND | - | - | - | 17 |
| | Pb(µg/L) | 17 | 11.59 ± 4.17 | 6 | 19 | 0.46 | 0 |
| | Cu(µg/L) | 13 | 6.77 ± 3.49 | 4 | 16 | 1.82 | 4 |
| PC | Mn(µg/L) | 32 | 219.1 ± 865.72 | 19 | 4933.4 | 5.55 | 2 |
| | Cd(µg/L) | 23 | 5.35±2.59 | 2 | 11 | 0.56 | 11 |
| | Co(µg/L) | 27 | 7.87 ± 16.33 | 2 | 73.62 | 3.56 | 7 |
| | Fe(mg/L) | 32 | 9 ± 29.32 | 0.3 | 161.94 | 4.96 | 2 |
| | Cr(µg/L) | 34 | 63.68 ± 84.01 | 4 | 396.01 | 2.68 | 0 |
| | Ni(µg/L) | 26 | 15.62 ± 14.06 | 3 | 53 | 1.25 | 8 |
| | Pb(µg/L) | 31 | 1939.12 ± 9937.43 | 11 | 55384.53 | 5.54 | 3 |
| | Cu(µg/L) | 33 | 15.2 ± 6.43 | 6 | 34 | 0.95 | 1 |
| PN | Mn(µg/L) | 27 | 554.28 ± 552.24 | 88 | 2753 | 2.75 | 2 |
| | Cd(µg/L) | 29 | ND | - | - | - | 29 |
| | Co(µg/L) | 7 | 4.82 ± 2.07 | 1.58 | 7 | -0.48 | 22 |
| | Fe(mg/L) | 29 | 5.44 ± 6.26 | 0.3 | 21.88 | 1.51 | 0 |
| | Cr(µg/L) | 25 | 25.98 ± 18.37 | 7 | 85 | 1.66 | 4 |
| | Ni(µg/L) | 13 | 13.1 ± 11.06 | 3 | 41 | 1.72 | 16 |
| | Pb(µg/L) | 27 | 45.41 ± 48.64 | 5 | 180.49 | 1.47 | 2 |
| | Cu(µg/L) | 19 | 9.23 ± 4.85 | 3.66 | 19 | 0.81 | 10 |
| PS | Mn(µg/L) | 12 | 744.67 ± 319.27 | 319 | 1302 | 0.41 | 0 |
| | Cd(µg/L) | 7 | 7 ± 2.83 | 3 | 10 | -0.31 | 5 |
| | Co(µg/L) | 12 | ND | - | - | - | 12 |
| | Fe(mg/L) | 12 | 3.32 ± 3.52 | 0.5 | 13.2 | 2.32 | 0 |
| | Cr(µg/L) | 5 | 13.6 ± 9.37 | 5 | 24 | 0.34 | 7 |
| | Ni(µg/L) | 7 | 5.86 ± 5.01 | 3 | 17 | 2.44 | 5 |
| | Pb(µg/L) | 7 | 77.86 ± 42.83 | 16 | 124 | -0.56 | 5 |
| | Cu(µg/L) | 5 | 6.4 ± 2.61 | 5 | 11 | 2.09 | 7 |

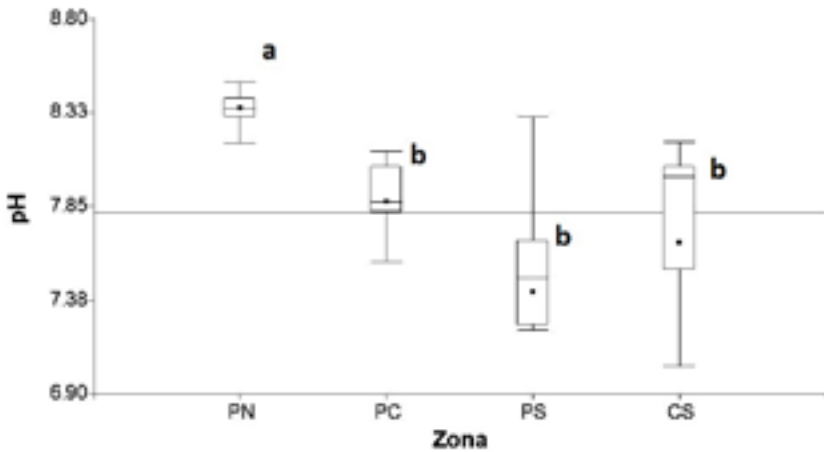
Fuente: Elaboración propia.

Los resultados de la prueba de Shapiro-Wilks demostraron que el 48% de los datos de metales por zona rechazan la prueba de normalidad, y el 86% de los datos obtenidos por playa rechaza la prueba de normalidad. A partir de estos resultados, se analizaron los promedios por playa y por

zona a través del análisis de varianza no paramétrica Kruskal-Wallis, únicamente cinco metales presentaron una diferencia significativa ($P < 0.05$).

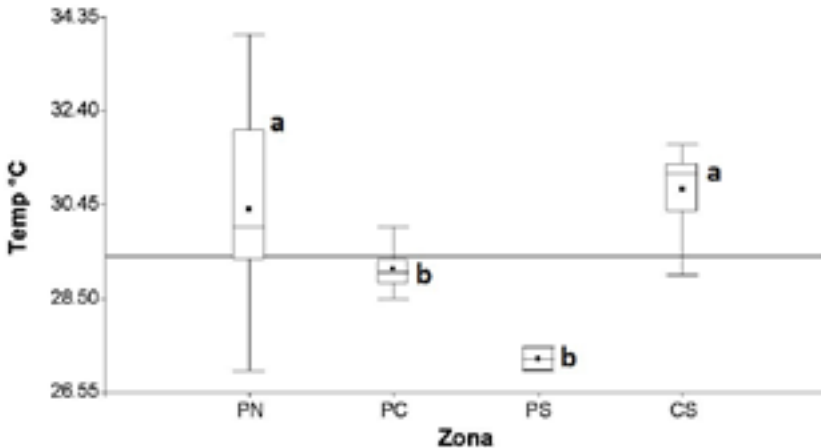
La zona del PN presentó el promedio de pH más básico del país (Figura 2), además de una diferencia significativa con los valores registrados para las restantes zonas ($P=0.0001$). El PC, CS y PS no presentaron diferencias de pH significativas entre sí ($P>0.05$). En la Figura 3 se observa el comportamiento de la temperatura por zona, y se logra identificar que la zona del CS presentó el promedio más elevado (31.10°C), mientras que en el PS se reportó la menor temperatura promedio (27.25°C). La temperatura si presentó una diferencia significativa entre las diferentes zonas analizadas ($P < 0.0001$), en este sentido el PS y el PC, no poseen una diferencia significativa entre ellas, pero sí con relación a PN y CS.

Figura 2. Box-plot de los resultados de pH en las diferentes zonas del país, los puntos señalan las concentraciones promedio de la zona, las zonas identificadas con letras a y b presentan diferencias significativas entre sí.



Fuente: Elaboración propia

Figura 3. Box-plot de la temperatura en las diferentes zonas, los puntos señalan las concentraciones promedio de la zona, las zonas identificadas con letras a y b presentan diferencias significativas entre sí.



Fuente: Elaboración propia.

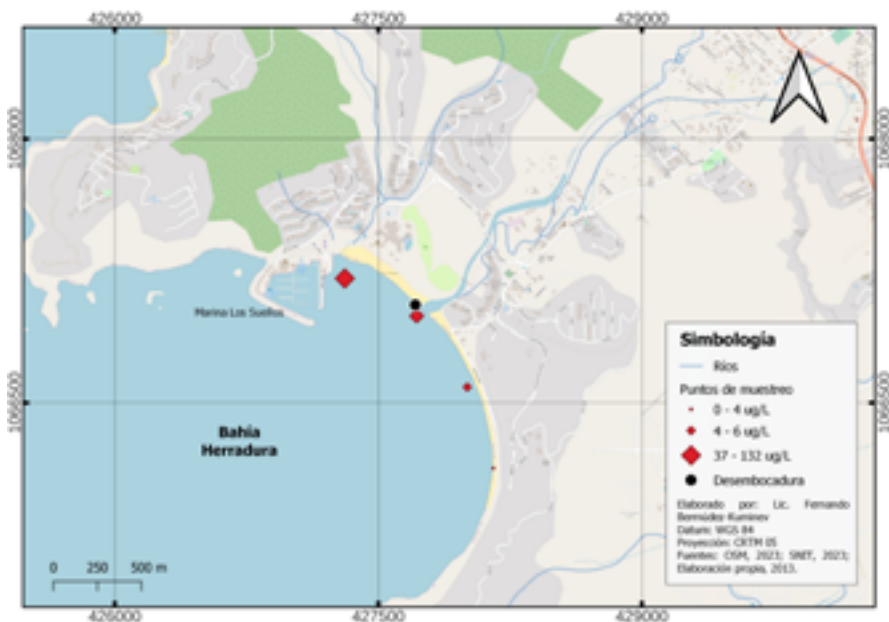
El Cd se encontró únicamente en seis playas, 38.8% del total muestreadas, principalmente en las zonas de PC y PS, en esta última se reportó la concentración promedio más elevada para este metal con 7.03 ± 2.83 $\mu\text{g/l}$. Este metal no presentó una diferencia significativa entre las zonas analizadas, $P= 0.1449$ y registró una correlación positiva con la temperatura en la zona del PC ($r= 0.36$).

El Co fue encontrado en un 33.3% del total de playas, la mayoría de ellas ubicadas en la zona de CS (Cahuita y Manzanillo), sin embargo, esta zona presentó la concentración promedio más elevada entre zonas con una media de 10.0 ± 2.8 $\mu\text{g/l}$. En esa zona en particular, este metal presentó una muy fuerte correlación con el pH. La segunda zona con concentraciones promedio más elevadas fue PC con 7.9 ± 16.3 $\mu\text{g/l}$. En la zona del PN solo en dos de las siete de playas muestreadas se encontraron concentraciones por encima de los límites detectables, Guiones y Playa Carmen de Santa Teresa, respectivamente. En el PS no se encontraron concentraciones por encima del límite de detección.

En la zona del PC se reportó la mayor concentración promedio de Cr del país con 63.7 ± 84.0 $\mu\text{g/l}$. La zona del CS fue la segunda con concentraciones promedio más elevadas (Figura 5) con un valor de 29.3 ± 16.2 $\mu\text{g/l}$,

encontrándose concentraciones máximas de hasta 62 $\mu\text{g/l}$ en playa Cocles. Las mayores concentraciones fueron encontradas cercanas a desembocaduras de ríos como en playa Potrero y playa Jacó; o cerca de desfuegos como en playa Potrero y playa Herradura, en esta última las concentraciones máximas se reportaron cerca de la marina y desembocadura (ver Figura 4).

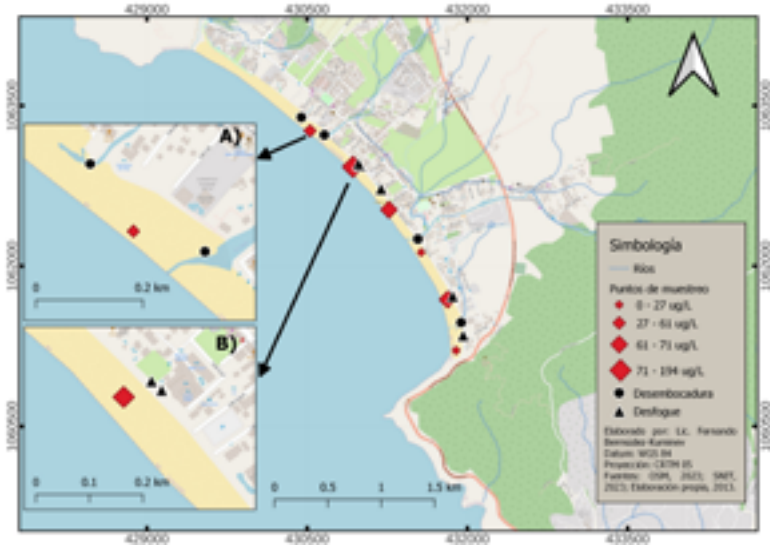
Figura 4. Mapa de concentraciones de cromo reportadas en playa Herradura por sitio de muestreo.



Fuente: Elaboración Propia.

Las concentraciones de Cr si presentaron una diferencia significativa entre zonas $P= 0.0129$, especialmente entre PC y PS. En la zona de Jacó se identificó el mismo patrón de altos niveles cercanos a desembocaduras y desfuegos (ver Figura 6).

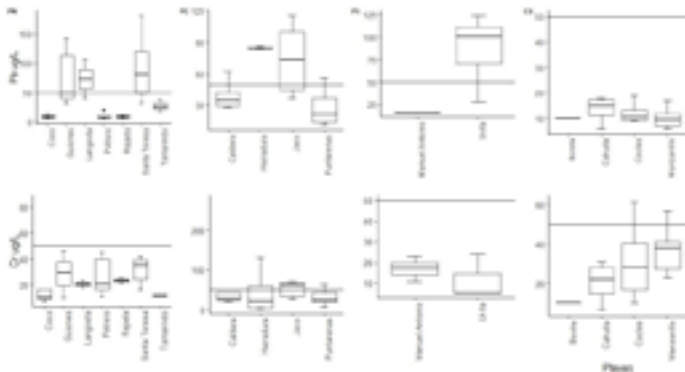
Figura 5. Mapa de concentraciones de cromo reportadas en playa Jacó por sitio de muestreo.



Fuente: Elaboración propia.

En el recuadro A) se detallan el punto de muestreo y la cercanía con desembocaduras, en el recuadro B) se detalla la cercanía del punto de muestreo a dos desfogues.

Figura 6. Concentraciones de plomo y cromo para las zonas muestreadas, la línea continua representa en ambos metales el límite permisible de 50ug/L en la normativa australiana y peruana.

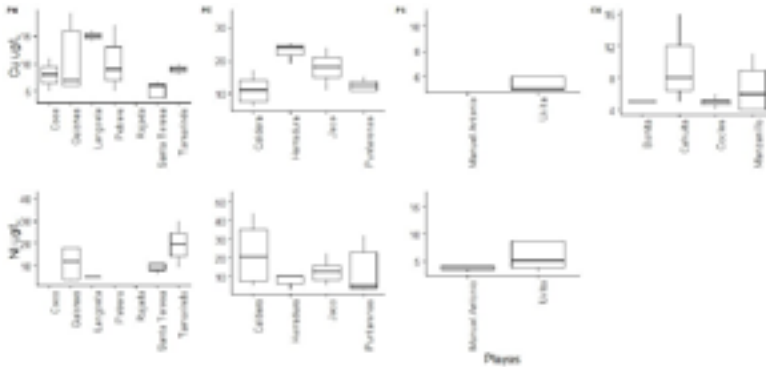


Fuente: Elaboración propia.

Las concentraciones promedio más elevadas de Ni se encontraron en el PC y PN (Figura 7). Este metal presentó una fuerte correlación positiva con el pH y la temperatura en la zona de PN. En CS no se encontraron concentraciones de este metal por encima del límite de detección reportado por el laboratorio. El análisis estadístico no reflejó una diferencia significativa entre las zonas analizadas con $P=0.0661$.

El Cu presentó una diferencia significativa entre las zonas analizadas ($P<0.001$), donde PC fue la que presentó una concentración significativamente diferente con relación a las demás ($P<0.05$) (Figura 5). La concentración promedio más elevada de Cu se ubicó en la zona del PC (Playa Herradura) con $22.7 \pm 3.2 \mu\text{g/l}$ (Fig. 5). En PN, el valor mayor se obtuvo en Playa Langosta $19.0 \pm 4.8 \mu\text{g/l}$. La zona que presentó menores concentraciones promedio fue PS con $6.40 \pm 2.61 \mu\text{g/L}$.

Figura 7. Concentraciones de cobre y níquel para las zonas muestreadas.



Fuente: Elaboración propia.

En PC, el Pb reportó un promedio de $1\,939 \pm 9\,937 \mu\text{g/l}$. Esta desviación de los datos, así como una asimetría pronunciada son efecto de las concentraciones elevadas encontradas en playa Tárcoles, que presentó en el punto más cercano de la desembocadura del Río Grande de Tárcoles una concentración de $55\,384 \mu\text{g/l}$.

Las concentraciones de Pb presentan una diferencia significativa ($P < 0.0001$) entre las 4 zonas, donde PN y PC registran diferencias significativas con relación al resto. El PN fue la segunda zona que presentó las concentraciones máximas a nivel del país, seguida por el PS y el CS (Cuadro 2).

Cuadro 2. Concentraciones máximas de plomo reportadas para las diferentes playas analizadas.

| Zona | Playa | Concentraciones máximas de Pb ($\mu\text{g/L}$) |
|------|----------------|---|
| CS | Bonita | 10.0 |
| | Cahuita | 18.0 |
| | Cocles | 19.0 |
| | Manzanillo | 17.0 |
| PC | Caldera | 62.0 |
| | Herradura | 87.0 |
| | Jaco | 115.0 |
| | Puntarenas | 56.0 |
| | Tárcoles | 55384.5 |
| PN | Coco | 14.0 |
| | Guiones | 142.0 |
| | Langosta | 105.0 |
| | Potrero | 20.0 |
| | Rajada | 11.0 |
| | Santa Teresa | 180.5 |
| | Tamarindo | 37.0 |
| PS | Manuel Antonio | 16.0 |
| | Uvita | 124.0 |

Fuente: Elaboración Propia.

El hierro se encontró en todas las playas muestreadas del país, siendo PC donde se encontró la mayor concentración promedio de $9.0 \pm 29.3 \mu\text{g/l}$ y seguida de CS con $7.9 \pm 9.8 \mu\text{g/l}$ (Figura 8), las desviaciones estándar al ser mayores que el promedio, indican una alta variabilidad de datos, principalmente en PC. Este metal no presentó una diferencia significativa entre las zonas analizadas, $P=0.244$. A nivel de playas, en la zona del PC y el PN si se presentaron diferencias significativas entre playas ($P=0.0181$ y $P=0.0297$). Este metal presentó una fuerte correlación con el pH en la zona del CS y con la temperatura en la zona del PS.

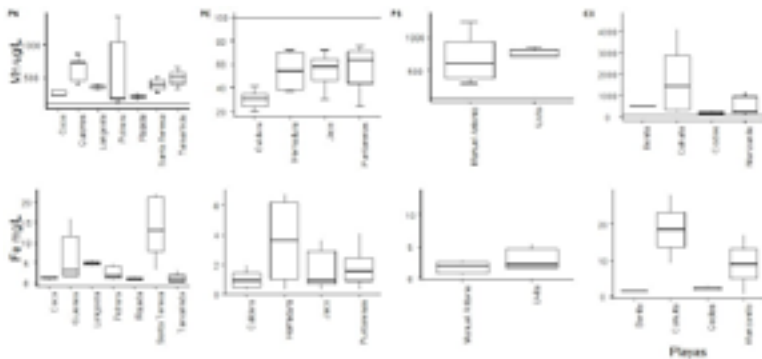
Figura 8. Mapa de concentraciones promedio de plomo por playa muestreada.



Fuente: Elaboración Propia.

El Mn fue encontrado en todas las zonas muestreadas (Figura 9), y no se presentó una diferencia significativa entre zonas ($P>0.05$). Las concentraciones más elevadas se reportaron en el CS y PN, superando los límites establecidos en la normativa australiana.

Figura 9. Concentraciones promedio de hierro y manganeso para cada zona muestreada, la línea continua señala el límite máximo establecido en la norma australiana.



Fuente: Elaboración propia.

Al realizar el análisis de correlación entre los parámetros medidos se encontró que en PN el Mn, Ni, Pb, y Cu presentaron una correlación positiva con el pH, siendo el Ni el que presentó el coeficiente más alto ($r=0.53$). En PS y PC únicamente el Cu y el Ni, presentaron una correlación positiva con el pH.

En la zona de CS se encontró que el Mn, Co, Pb, Cu, Cr y Fe presentaron una correlación positiva con el pH, siendo el Fe el que presentó el coeficiente más alto ($r=0.55$).

Por otro lado, en la zona del PN el Mn, Fe, Cr, Ni y Cu presentaron una correlación positiva con la temperatura, siendo el Ni el que presentó el coeficiente más alto ($r=0.72$). En la zona del CS el Co, Fe y Cu presentaron coeficientes positivos.

Discusión

Tal como se mencionó anteriormente, Costa Rica carece de un modelo que regule la calidad fisicoquímica del agua de mar en playas recreativas, muchas de ellas de gran afluencia de personas turistas nacionales e internacionales, las cuales pudieran estar expuestas a concentraciones de metales que superan los valores máximos recomendados en los esquemas regulatorios existentes en diferentes países. Así, por ejemplo, [Ibrahim *et al.* \(2020\)](#) dice que el cromo fue encontrado en la mayoría de las playas muestreadas siendo su principal mecanismo de entrada al ambiente de forma no natural, la descarga de aguas residuales procedentes de industrias de pintura y revestimientos metálicos. Por su lado, [Anzecc y Armcanz \(2000\)](#) señalan que la normativa australiana y peruana ([Decreto Supremo 015-2015](#)) establecen un límite de protección para la vida acuática para el cromo en 50 $\mu\text{g/l}$, valor que fue superado en varias muestras colectadas en PC (Figura 6). Más adelante, [Tumolo *et al.* \(2020\)](#) indican que el cromo puede existir en diferentes estados de oxidación en agua, desde +6 hasta -2, siendo el Cr (VI) altamente tóxico para humanos, animales, plantas y microorganismos, y el Cr (III), es de las especies más estables. Se logró evidenciar que el cromo puede estar asociado al desarrollo de actividades acuáticas como marinas u otras que utilicen combustibles, como fue el caso de playa Herradura donde se reportó la mayor concentración cercana a la marina que opera en dicha playa (Figura 4), mientras que en playa Jacó se encontraron altas concentraciones cerca de desfogues (Figura 5).

Un comportamiento similar se evidenció para el Mn, donde un 45% de las muestras colectadas en CS, PN y PS superaron el valor de 100 $\mu\text{g/l}$, consignado en las normas de referencia citadas anteriormente. De acuerdo con Longman *et al.* (2022) entre las principales fuentes que aportan manganeso a los océanos está la actividad agrícola y el arrastre de sedimentos provenientes de suelos de origen volcánico.

Por otro lado, Alfaro *et al.* (2021) estipulan que los estudios anteriores en la zona del CS han reportado concentraciones de hasta 443 $\mu\text{g/L}$ de plomo en las inmediaciones de la Isla Uvita. Cicerone y otros (2010) dicen que la legislación australiana y argentina establecen los límites permitidos de plomo en agua de mar para su uso recreativo en 50 $\mu\text{g/L}$, mientras que la normativa chilena (Decreto 144 de 2009) establece un valor máximo de 10 $\mu\text{g/l}$. Las playas localizadas en PC y PN presentaron concentraciones que exceden los límites establecidos por estas normativas (ver Figura 6). Para Karthikeyan *et al.* (2021) resulta importante indicar que el Pb se encuentra mayoritariamente en un estado divalente en ambientes acuáticos, por lo que puede acumularse fácilmente en los organismos vivos y es altamente tóxico incluso en bajas concentraciones. Es importante recalcar además que la presencia de este metal en altas concentraciones estuvo muy relacionada a la presencia de desfogues y desembocadura de cuerpos de agua.

La zona de PC presentó las concentraciones más elevadas para diferentes metales y resaltan de forma importante los resultados obtenidos en Playa Tárcoles, Herradura y Jacó, la como fue el caso del plomo, cromo y hierro. Lo anterior indican Doria y Deluke (2015), Burgos *et al.* (2017), Bridgestock *et al.* (2018), Ibrahim *et al.* (2020), Surbakti *et al.* (2021); tiene su origen en la influencia que ejerce la desembocadura de las cuencas la cuales drenan en muchas ocasiones de zonas ocupadas por diversas actividades humanas que no están cumpliendo con aspectos de protección o resguardo, y como fue se evidencia en la investigación en los puntos de muestreo cercanos a la desembocadura de ríos, quebradas o desfogues fue donde se encontraron las mayores concentraciones. Es importante mencionar que cuando se ejecutó la presente investigación la planta de tratamiento de aguas residuales de Los Tajos no había entrado en operación.

La presente investigación se ejecutó durante el periodo lluvioso y existe un aspecto climatológico que pudo haber influido sobre los resultados obtenidos debido a un mayor aporte de escorrentía por parte de los

cuerpos de agua superficial, tanto por una dilución de la concentración de contaminantes como un efecto de aumento en el arrastre de algunos de estos como ha señalado [Doria y Deluque \(2015\)](#).

Al analizar las correlaciones encontradas entre las variables analizadas se encontró que el pH es una variable que influye de forma significativa sobre la concentración de los metales pesados. Un aumento o variación inesperada en el valor de pH puede afectar la biodisponibilidad de estos contaminantes, ya que se favorece la adsorción y precipitación de metales, al unirse con iones OH^- y HCO_3^- , siendo susceptibles a ser liberados y transportados fácilmente. Se logró evidenciar una diferencia significativa entre las playas del CS y el PN con relación a los promedios de pH encontrados. La presencia de arrecifes en la costa pacífica es un elemento que puede influir sobre el pH debido a la presencia de reservas de carbonato de calcio como ha sido señalado por estudios previos de [Salazar et al. \(2004\)](#), y [Schneider y Erez \(2006\)](#), en las diferentes playas muestreadas hay presencia cercana de arrecifes como: en el archipiélago de Islas Murciélago, Bahía Culebra, Bahía Brasilito, Reserva absoluta Cabo Blanco, Punta Leona, Herradura, Punta mala, Parque Nacional Manuel Antonio, Punta Uvita y Parque Marino Ballena; lo anterior de acuerdo con [Cortés y Guzmán \(1998\)](#). Además, recalcan [Carstensen y Duarte \(2019\)](#), la zona PN sí fue significativamente diferente con relación al resto de zonas analizadas, el pH se ve influenciado por la temperatura y por las fluctuaciones en el carbono inorgánico disuelto producto del desequilibrio metabólico.

En PN, el Ni y el Pb presentaron una correlación positiva moderada con el pH, $r= 0.53$ y $r= 0.6$ respectivamente, lo cual se corresponde con lo indicado por [Surbakti et al. \(2021\)](#) dado que niveles de pH más básicos permiten una mayor solubilidad de los metales. De esta forma, indican [Li et al. \(2013\)](#) y [Surbakti et al., \(2021\)](#), un pH más ácido tiende a disminuir la solubilidad de los metales pesados.

De igual forma, [Miravet et al \(2009\)](#), y [Surbakti et al., \(2021\)](#) indican que la temperatura es una propiedad que afecta la solubilidad de sales y gases en el agua, ya que mayores temperaturas pueden generar una disminución de los metales pesados debido a la formación de iones de metales pesados, y estos tienden a asentarse y entrar en el sedimento marino. Se encontró una diferencia significativa entre la temperatura de la costa del pacífico y la costa caribeña ($P=0.0004$). La dinámica de las corrientes,

así como la morfología del fondo marino explica que se presenten menores temperaturas en el Pacífico que en el Caribe; lo anterior propuesto por [Gordon \(1967\)](#) y [Lizano \(2016\)](#).

Conclusiones

El desarrollo de este primer estudio exploratorio permite tener una noción general sobre la presencia de metales pesados en agua de mar en algunas de las playas recreativas a nivel del país, su relación con los diferentes elementos hídricos como ríos o quebradas y los elementos humanos como la ocupación del suelo o la disposición de aguas residuales, así como la presencia de algunos de estos metales que superan las concentraciones máximas establecidas en legislaciones de países como Perú y Australia. Esta presencia podría estar generando problemas en salud humana que necesitan ser estudiados con más profundidad y regulado por las autoridades competentes, como se ha hecho en otros países de la región.

Además, se presentan variaciones importantes entre las diferentes zonas costeras del país y entre las playas, en este sentido se pueden estar presentando afectaciones a los diferentes ecosistemas marinos que son además un atractivo turístico importante como los arrecifes de coral. De igual forma se identifica que el aporte de las descargas de aguas residuales o naturales a las playas juega un rol importante, al obtenerse concentraciones mayores de estos metales en zonas cercanas a estos sitios en las playas del PN y PC, en esta última fue donde se reportó mayor cantidad de desfuegos hacia la playa. Sin embargo, es necesario ejecutar estudios donde se analice el comportamiento de metales y bacterias en el transcurso de un día esto por la afluencia de turistas, las descargas ilegales que existan, y poder estudiar el comportamiento de los contaminantes dentro de la columna de agua.

Lo anterior debe ser analizado bajo un estudio estadístico que permita determinar qué elementos espaciales y temporales son significativamente influyentes sobre el método de muestreo y así poder determinar con mayor claridad los horarios y la determinación de puntos de toma de muestra más adecuados para el muestreo. Los resultados serán un insumo importante para la toma de decisiones por parte de las autoridades en salud para regular la calidad de las aguas y su adecuado monitoreo, con el objetivo de resguardar los ecosistemas y la salud humana.

Agradecimiento

Se agradece el aporte del Ministerio de Salud, a través de la Dirección de Protección al Ambiente Humano y Radiaciones Ionizantes por el apoyo en el transporte para la recolección de las muestras, así como al Laboratorio de Análisis Ambiental de la Escuela de Ciencias Ambientales de la Universidad Nacional por el procesamiento de las muestras.

Referencias bibliográficas

- Acuña-González, J., Vargas-Zamora, J. A., Gómez-Ramírez, E. & García-Céspedes, J. (2004). Hidrocarburos de petróleo, disueltos y dispersos, en cuatro ambientes costeros de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 52(2), 43-50.
- Agüero, M. (18 de enero de 2010). AyA revela alta concentración de materia fecal en seis playas. *La Nación*. <https://www.nacion.com/el-pais/aya-revela-alta-concentracion-de-materia-fecal-en-seis-playas/3CVAMT2SJ5BGFQKDYLQGGD3IQ/story/>
- Alfaro-Sandí, J., Piedra-Marín, G., Saravia-Arguedas, A. Y. & Piedra-Castro, L. (2021). Evaluación de los parámetros físicos y químicos del agua de mar en los alrededores de la Isla Uvita, Limón, Costa Rica. *Tecnol. Marcha*, 34, 88-95. <https://doi.org/10.18845/tm.v34i2.4985>
- Anzecc & Armcanz (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council & Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. (2000). Australian and New Zealand Guidelines for fresh and marine water quality.
- Ávalos, A. (03 de enero de 2008). Salud intensifica inspecciones en playa Jacó. *La Nación*, p.12.
- Badilla-Aguilar, A.; Mora-Alvarado, D. (2019). Calidad sanitaria de las aguas superficiales en litorales de Costa Rica: situación del 2012 al 2018. *Tecnol. Marcha*, 32, 17-25. <https://doi.org/10.18845/tm.v32i10.4877>
- Barletta, M.; Lima, A; Costa, M. (2019). Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. *Sci. Total Environ.*, 651, 1199-1218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.276>

- Benavides, S. (2019). El aporte del turismo a la economía costarricense: más de una década después. *Ecom. Soc.*, 25(57), 1-29. <https://doi.org/10.15359/ey.s.25-57.1>
- Bridgestock, L., Rehkämper, M., van de Fliedrt, T., Paul, M., Milne, A., Lohan, M. C. & Achterberg, E. P. (2018). The distribution of lead concentrations and isotope compositions in the eastern Tropical Atlantic Ocean. *Geochimic Cosmochim. Acta*, 225, 36-51. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2018.01.018>
- Briffa, J.; Sinagra, E.; Blundell, R. (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 6(9). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04691>
- Brunker, T.; Fernández, B. (1965). Evolución de la calidad sanitaria de las aguas de la playa de Puntarenas. *Rev. Biol. Trop.*, 13(2), 24-27.
- Burgos-Núñez, S., Navarro-Frómata, A., Marrugo-Negrete, J., Enamorado-Montes, G. & Urango-Cárdenas, I. (2017). Polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in the Cispatá Bay, Colombia: A marine tropical ecosystem. *Mar. Pollut. Bull.*, 120(1-2), 379-386. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.016>
- Cajiao, M. (2015). Aspectos legales del Polo Turístico Golfo de Papagayo, Guanacaste, Costa Rica: régimen especial. *Rev. Biol. Trop.*, 60(6), 225-230. <https://doi.org/10.15517/rbt.v60i2.20007>
- Cantero, M. (10 de agosto de 2008a). Entrevista: La contaminación en playa Jacó es persistente. *La Nación*. <https://www.nacion.com/el-pais/la-contaminacion-en-playa-jaco-es-persistente/NJJB6JISLVFDTMDEWEZOX4VN7Q/story/>
- Cantero, M. (05 de setiembre de 2008b). 13 playas reportan alta contaminación con heces. *La Nación*. <https://www.nacion.com/el-pais/13-playas-reportan-alta-contaminacion-con-heces/GQ3PYSYLMFA-YDJGMEFMC2EE3YY/story/#:~:text=Un%20grupo%20de%2013%20playas,son%20aptas%20para%20la%20nataci%C3%B3n.>
- Carstensen, J.; Duarte, C. (2019) Drivers of pH Variability in Coastal Ecosystems, *Environ. Sci. Technol.*, 53(8), 4020-4029, <http://doi:10.1021/acs.est.8b03655>
- Carvajal, E. (09 de marzo de 2009). Agua es buena para nadar. *Al Día*, p7.
- Contraloría General de la República, Costa Rica. (2013). Informe acerca de la eficacia del Estado para garantizar la calidad del agua en sus diferentes usos. *CGR*.

- Cicerone, D.; Sanchez-Proañó, P.; Reich, S. (2010). *Contaminación y medio ambiente*. Universitaria de Buenos Aires. Argentina.
- Cortés, J.; Guzmán, H. (1998). Organismos de los arrecifes coralinos de Costa Rica: descripción, distribución geográfica e historia natural de los corales zooxantelados (Anthozoa: Scleractinia) del Pacífico. *Rev. Biol. Trop.*, 46(1), 55-92
- DelValls, T.; Dickson, A. G. (1998). The pH of buffers based on 2-amino-2-hydroxymethyl-1,3-propanediol (“tris”) in synthetic seawater. *Deep-Sea Res.*, 45(9). 1541-1554.
- Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M. & Robledo C.W. (2020). *InfoStat versión 2020*. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>
- Doria, C.; Deluque, H. (2015). Niveles y distribución de metales pesados en el agua de la zona de playa de Riohacha, La Guajira, Colombia. *Rev. Investig. Agrar. Amb.*, 6(1), 123-131.
- Escobar, J. (2002). *La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar. In Recursos naturales e infraestructura*. CEPAL. Chile.
- González, C. (2013). Situación de las áreas marino-costeras en Costa Rica. *Ambientico*, 230-231, 27-31.
- Gordon, A. (1967). Circulation of the Caribbean Sea. *J. Geophys. Res.*, 72(24). 6207-6223, <https://doi.org/10.1029/JZ072i024p06207>
- Herrera, M. (10 de setiembre de 2007). Playa Jacó en peligro de ser insalubre dentro de 5 años. *La Nación*. <https://www.nacion.com/el-pais/servicios/playa-jaco-en-peligro-de-ser-insalubre-dentro-de-5-anos/T2P2AW5PSFDRTFTMLJKXEXDH3E/story/>
- Ibrahim, R.; Djide, M.; Lapik, C. (2020) The influence of solution pH on the absorption of heavy metals Cr (VI) by *Saccharomyces cerevisiae* biomass. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 419, 1-7. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/419/1/012170>
- Instituto Costarricense de Turismo. (2010). Plan Nacional de Turismo 2010-2016. *ICT*.
- Instituto Costarricense de Turismo. (2022). Plan Nacional de Turismo 2022-2027. *ICT*.

- Karthikeyan, P., Marigoudar, S., Mohan, D., Sharma, K., Ramana, M. (2021). Prescribing seawater quality criteria for arsenic, cadmium and lead through species sensitivity distribution. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 208, Article 111612.
- Li, H., Shi, A., Li, M. & Zhang, X. (2013). Effect of pH, temperature, Dissolved Oxygen, and Flow Rate of Overlying Water on Heavy Metales Release from Storm Sewer Sediments. *J. Chem.* 13. 1-11. <https://doi.org/10.1155/2013/434012>
- Ley 6043 de 1977. Ley sobre la zona marítimo terrestre. 16 de marzo de 1977. D.O. No. 52.
- Lizano, O. (2016). Spatio-temporal distribution of temperature, salinity and dissolved oxygen around the Costa Rica Thermal Dome. *Rev. Biol. Trop.*, 64(S1), 135-152. <https://doi.org/10.15517/rbt.v64i1.23422>
- Lizano, O.; Alfaro, E.; Salazar, A. (2012). Un método para evaluar el enriquecimiento de metales en sedimentos marinos en Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 60(2), 197-211. <https://doi.org/10.15517/rbt.v60i2.20005>
- Longman, J., Palmer, M. R., Gernon, T. M., Manners, H. R. & Jones, M. T. (2022). Subaerial volcanism is a potentially major contributor to oceanic iron and manganese cycles. *Commun Earth Environ.*, 3(60). <https://doi-org10.1038/s43247-022-00389-7>
- Luch. A. (Ed.) (2012). Heavy Metal Toxicity and the Environment. In P. Tchounwou, C. Yedjou. K. Patlolla & D. Sutton (Eds.), *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*. Germany. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6
- Decreto Supremo 015-2015. *Modifican los estándares nacionales de calidad ambiental para agua y establecen disposiciones complementarias para su aplicación*. 19 de diciembre de 2015. D.O. El Peruano No. 13505
- Decreto 144 de 2009. *Establece norma de calidad primaria para la protección de las aguas marinas y estuarinas aptas para actividades recreativas con contacto directo*. 07 de abril de 2009. D.O. No 39332
- Miravet-Regalado, M. E., Lugioyo-Gallardo, M., Enríquez-Lavandera, D., Delgado-Gómez, Y., Carmenate-Fernández, M. & Pérez-Zayas, D. M. (2009). *Procedimientos para el monitoreo de la calidad ambiental en la zona marino costera a partir de microorganismos*. Ediciones Centenario. Cuba.

- Mora, D., Rojas, J. C., Mata, A. V. & Sequeria, M. A. (1985). Calidad sanitaria de las aguas de la playa de Limón en el período 1981-1984. *Tecnol. Marcha*, 8(2-3), 15-22.
- Mora, D., Rojas, J. C., Sequeira, M., Mata, A. & Coto, M. (1989). Criterios bacteriológicos y calidad sanitaria de las aguas de las playas de Costa Rica. Período 1986-1987. *Tecnol. Marcha*, 9(3), 45-59.
- Mora-Alvarado, D.; Vega-Molina, J.; González-Fernández, A. (2019). Evaluación de riesgo sanitario de las playas de Costa Rica Período 2010-2017 *Tecnol. Marcha*, 32, 97-110. <https://doi.org/10.18845/tm.v32i10.4884>
- Morales-Ramírez, A.; Silva-Benavides, M.; González-Gairaud, C. (2009). La gestión integrada de la zona costera en Costa Rica: Experiencias y Perspectivas. En J. M. Barragán Muñoz (Ed.), *Manejo Costero Integrado y Política Pública en Iberoamérica: un diagnóstico. Necesidad de Cambio* (pp. 43-54). España. Red IBERMAR
- Otoya, M. (2006). Turismo, motor de crecimiento y desarrollo de Costa Rica. *Rev. Cien. Amb.* 31(1) 21-26. <https://doi.org/10.15359/rca.31-1.2>
- Programa Estado de la Nación. (2008). Decimocuarto informe estado de la nación en desarrollo humano sostenible. *PEN*.
- Pujari, M.; Kapoor, D. (2021). Heavy metals in the ecosystem: Sources and their effects. In V. Kumar, A. Sharma & A. Cerda (Eds.), *Heavy Metals in the Environment* (pp. 1-7). Netherlands. Candice Janco. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821656-9.00001-8>
- R Core Team. (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>
- Salazar M.; Lizano, O.; Alfaro, E. (2004). Composición de sedimentos en las zonas costeras de Costa Rica utilizando Fluorescencia de Rayos-X (FRX). *Rev. Bio. Trop.*, 52(S2), 61-75.
- Saravia-Arguedas, A. Y., Lugioyo, G. M., Suárez Serrano, A., Guillén Watson, A. & Sierra Sierra, L. (2019). Fuentes terrestres de contaminación que impactan la zona marino-costera del Golfo de Papagayo, Costa Rica. *Rev. Cien. Mar. Cost.*, 11(2), 69-84. <https://doi.org/10.15359/revmar.11-2.4>

- Schneider, K.; Erez, J. (2006). Seawater carbonate chemistry on calcification and photosynthesis in the hermatypic coral *Acropora eurystoma*. *Limnol Oceanogr.*, 51(3) 1248-1293. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.3.1284>
- Sistema Nacional de Áreas de Conservación & Área de Conservación Guanacaste. (2020). Informe de visitación 2020. *SINAC y ACG*.
- Spongberg, A. (2004). PCB contamination in surface sediments in the coastal waters of Costa Rica. *Rev. Bio. Trop.*, 52(2), 1-10.
- Surbakti, E. P., Iswantarim A., Effendi, H. & Sulistiono, O. (2021). Distribution of dissolved heavy metals Hg, Pb, Cd, and As in Bojonegara Coastal Waters, Banten Bay. *Earth Environ. Sci.*, 744, 1-11. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/744/1/012085>
- Tavakoly-Sany, S. B., Hashim, R., Rezayi, M., Salleh, A. & Safari, O. (2014). A review of strategies to monitor water and sediment quality for a sustainability assessment of marine environment. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 21(2), 813-833. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2217-5>
- Tavakoly-Sany, S. B., Salleh, A., Rezayi, M., Saadati, N., Narimany, L. & Tehrani, G. M. (2013). Distribution and contamination of heavy metal in the coastal sediments of Port Klang, Selangor, Malaysia. *Water. Air Soil Pollut.*, 224(4), 1-18. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1476-6>.
- Tumolo, M., Ancona, V., De Paola, D., Losacco, D., Campanale, C., Marsarelli, C., Uricchio, V. (2020). Chromium pollution in european water, sources, health risk, and remediation strategies: an overview. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 17, 5438.

