

Aplicación de tres índices de calidad del agua en un río tropical de Costa Rica: el caso del Río Durazno

José R. Montiel-Mora¹ , Eddy Gómez-Ramírez^{2,3} , Andrea Irías-Mata⁴ , Luz Chacón-Jiménez¹ , Kenia Barrantes-Jiménez¹ , Paola Fuentes-Schweizer^{3,5} 

1. Universidad de Costa Rica, Instituto de Investigaciones en Salud (INISA), Montes de Oca, San José, Costa Rica, 11501-2060; jose.montielmora@ucr.ac.cr, kenia.barrantes@ucr.ac.cr, luz.chacon@ucr.ac.cr
2. Universidad de Costa Rica, Centro de Investigaciones en Ciencias del Mar y Limnología (CIMAR), Montes de Oca, San José, Costa Rica, 11501-2060; eddy.gomez@ucr.ac.cr
3. Universidad de Costa Rica, Escuela de Química, Montes de Oca, San José, Costa Rica, 11501-2060
4. Centro para Investigaciones en Granos y Semillas (CIGRAS), Universidad de Costa Rica, Montes de Oca, San José, Costa Rica, 11501-2060; andrea.iriasmata@ucr.ac.cr
5. Universidad de Costa Rica, Centro de Investigación en Electroquímica y Energía Química (CELEQ), Montes de Oca, San José, Costa Rica, 11501-2060; paola.fuentes@ucr.ac.cr

Recibido 26-VI-2025 • Corregido 18-VIII-2025 • Aceptado 17-IX-2025

DOI: <https://doi.org/10.22458/urj.v17i1.5921>

ABSTRACT. “Application of three water quality indices in a tropical river of Costa Rica: the case of the Durazno River”. **Introduction:** In Costa Rica, surface waters face increasing threats due to urban expansion, livestock farming, and inadequate wastewater treatment. The Durazno River micro-watershed is a representative example of areas with mixed land uses, making it an ideal model studying water quality. Few studies in Costa Rica compare multiple indices simultaneously, particularly those incorporating emerging contaminants. **Objective:** To comparatively evaluate the water quality with three indices: Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index, National Sanitation Foundation Water Quality Index, and Dutch Classification System. **Methods:** From 2022–2024, We conducted four sampling campaigns per year at upper, middle, and lower river sites, analyzing 14 physicochemical and microbiological parameters including nutrients, DO, pH, fecal coliforms, and emerging contaminants (cefotaxime and doxycycline). We applied Generalized Linear Models with Box-Cox transformation to evaluate effects of location, season, and year. **Results:** The Canadian index was the most sensitive, rating water quality marginal to poor and detecting clear spatial and seasonal differences; the National Sanitation Foundation Water Quality Index showed uniformly medium quality with low spatial variation, while the Dutch index indicated consistently low contamination due to its limited parameter set. There were year-to-year differences (likely tied to rainfall-driven changes in suspended solids and nitrates) and emerging contaminants peaked near livestock/urban zones, confirming anthropogenic impact. **Conclusion:** Water quality in the micro-basin according to the three indices ranged from normal to poor. The three indices provided complementary perspectives, but the Canadian index had greater diagnostic capacity by incorporating a broader set of parameters. Using multiple indices improves water quality assessment accuracy and decision-making, revealing priority intervention zones, especially when emerging contaminants are integrated into national monitoring programs.

Keywords: anthropogenic impact, emerging contaminants, environmental monitoring, multivariable analysis, water resource management, water quality indices, urban basin.

RESUMEN. Introducción: En Costa Rica, las aguas superficiales enfrentan crecientes amenazas por expansión urbana, ganadería y tratamiento inadecuado de aguas residuales, y la microcuenca del río Durazno — representativa de usos de suelo mixtos— es un modelo ideal para estudios de calidad hídrica, aunque pocos estudios del país comparan múltiples índices simultáneamente, especialmente con contaminantes emergentes. **Objetivo:** Evaluar comparativamente la calidad del agua mediante tres índices: el Índice de Calidad del Agua del Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente, el Índice de Calidad del Agua de la Fundación Nacional de Saneamiento y el Sistema de Clasificación Holandés. **Métodos:** Entre 2022 y 2024, realizamos cuatro muestreos anuales en tres sitios alto, medio y bajo del río, analizando 14 parámetros fisicoquímicos y microbiológicos (nutrientes, OD, pH, coliformes fecales, cefotaxima y doxiciclina), aplicando modelos lineales generalizados con transformación Box-Cox para evaluar efectos de ubicación, estación y año. **Resultados:** El índice canadiense fue el más sensible (calidad marginal a pobre, con diferencias espaciales y estacionales claras); el Índice de Calidad del Agua de la Fundación Nacional de Saneamiento mostró calidad media uniforme y baja variación espacial; el holandés indicó baja contaminación constante por su limitado conjunto de parámetros; hubo diferencias interanuales vinculadas probablemente a lluvias (por sólidos suspendidos y nitratos), y los contaminantes emergentes se concentraron en zonas ganaderas/urbanas, confirmando impacto antropogénico. **Conclusión:** La calidad del agua en la microcuenca varió de normal a pobre según los índices, los cuales ofrecieron perspectivas complementarias —destacándose el canadiense por su mayor capacidad diagnóstica al incluir más parámetros; el uso simultáneo de múltiples índices mejora la precisión del diagnóstico y la toma de decisiones, identificando zonas prioritarias para intervención, especialmente si se integran contaminantes emergentes en programas nacionales de monitoreo.

Palabras clave: análisis multivariado, contaminantes emergentes, cuencas urbanas, gestión del recurso hídrico, índices de calidad de agua, impacto antropogénico, monitoreo ambiental.

El agua es un recurso esencial para todos los organismos vivos, y su calidad es un factor crítico para la salud humana y ambiental (Brusseau et al., 2019; Dubey et al., 2022). La composición del agua depende de la interacción entre variables químicas, físicas y microbiológicas, que están influenciadas por procesos naturales y actividades humanas, como la agricultura, la ganadería y el desarrollo urbano e industrial (Assegide et al., 2022; Chacón et al., 2018; Mena-Rivera et al., 2017; Mohammadpour et al., 2024). Estos factores pueden contribuir a la contaminación y al deterioro de la calidad de los cuerpos de agua, por lo que resulta necesario realizar evaluaciones y monitoreos periódicos para detectar cambios significativos.

Se han desarrollado índices de calidad del agua (ICA) que permiten evaluar y comunicar el estado general de este recurso. Sin embargo, la estructura, los parámetros incluidos, las ponderaciones asociadas y los métodos de agregación varían entre los diferentes ICA (Chidiac et al., 2023). A pesar de estas diferencias, los ICA buscan simplificar datos complejos sobre la calidad del agua y permitir un mayor entendimiento para los tomadores de decisiones y el público en general. Asimismo, sirven como herramienta para el monitoreo, la gestión y la comunicación de la calidad del agua en diferentes regiones del mundo (Ocampo-Duque et al., 2006; Sarkar & Abbasi, 2006; Swamee & Tyagi, 2007; Aljanabi et al., 2021; Sivaranjani et al., 2015).

A nivel mundial, existen aproximadamente treinta índices reconocidos (Sutadian et al., 2016). Entre los más relevantes se encuentra el Canadian Council of Ministers of the Environment Index (CCME WQI), que destaca por su flexibilidad para seleccionar variables, lo que permite modificarlo y adoptarlo según las condiciones locales (Sutadian et al., 2016). Este índice ha sido

utilizado en estudios para evaluar la calidad del agua en cuencas fluviales de regiones como Bengala del Sur (Haldar et al., 2016), Delhi (Ahmed et al., 2020) y Turquía (Bilgin, 2018). Otro índice relevante es el del National Sanitation Foundation (NSF WQI), uno de los primeros en ser desarrollado a principios de los años 1970, caracterizado por ser integral y aplicable a recursos hídricos superficiales. Consta de nueve parámetros, cada uno con un peso proporcional a su impacto e importancia (Brown et al., 1970; Noori et al., 2019). Ha sido utilizado y modificado en diversas regiones del mundo, como Vietnam y Argelia (Benouara et al., 2016; Mirzaei et al., 2016; Misaghi et al., 2017; Pham, 2017).

Costa Rica por su parte, cuenta con un índice nacional para identificar la calidad del agua, denominando índice holandés, conocido como Sistema Holandés de clasificación para la calidad del agua (Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE), 2007). A pesar de contar con legislación, el país enfrenta desafíos importantes enfrenta desafíos importantes para mantener la calidad de las aguas superficiales debido al tratamiento deficiente de las aguas residuales, la escorrentía en zonas agrícolas e industriales y a la contaminación del recurso hídrico en general (Hearne & Madrigal-Ballester, 2024). En este contexto, un ejemplo es la microcuenca del río Durazno que, al igual que otros cuerpos de agua, se ve afectada por diversos usos del suelo, tales como la expansión urbana, la agricultura y la ganadería, lo que impacta negativamente la calidad del agua (Venegas-González et al., 2023). Las aguas de esta microcuenca son afluentes del río Virilla, que se considera uno de los más contaminados de Costa Rica y su cuenca es una de las más amenazadas por la contaminación derivada de las actividades humanas (Herrera-Murillo et al., 2013, 2019; Mena-Rivera et al., 2018).

Varios estudios han aplicado ICAs para evaluar la calidad del agua en ríos de Costa Rica. Los dos índices más utilizados son: el NFS WQI (Mena-Rivera et al., 2017, 2018; Pérez-Gómez et al., 2021; Zhen-Wu, 2010) y el Índice Holandés (Calvo & Mora, 2012; Chacón et al., 2018; Pérez-Gómez et al., 2021; Venegas-González et al., 2023). En otros trabajos, se ha evaluado la calidad del agua por medio de la comparación de las variables conforme al Reglamento para la Calidad del Agua Potable en Costa Rica (Pérez-López, 2016; Sánchez-Gutiérrez et al., 2020). Ninguno ha incluido parámetros de contaminantes emergentes en la determinación de los ICA.

Este estudio evalúa la calidad del agua del río Durazno mediante la aplicación de tres ICA (Holandés, Índice de Calidad del Agua Canadiense (CCME-WQI) y NSF-WQI) y compara los resultados obtenidos para evaluar el estado actual del recurso hídrico en una zona con usos de suelo asociados a bosque, actividad ganadera y urbanismo, destacándose particularmente la incorporación de una variable sobre contaminantes emergentes de origen farmacéutico, cuya relevancia radica en su potencial impacto sobre la expresión de genes de resistencia antimicrobiana. Los resultados de esta evaluación servirán como línea base para el planteamiento posterior de estrategias de manejo del recurso hídrico en esta microcuenca.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio: La microcuenca del río Durazno se ubica en la provincia de San José, entre los cantones de Vásquez de Coronado y Goicoechea. Cubre aproximadamente un área de 10,3km², con altitudes que oscilan entre los 1 300 y 2 650 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m). Seleccionamos tres sitios de muestreo: el primero ubicado en la zona alta, a una altitud de 2 175 m.s.n.m; el segundo en la zona media, a 1 578 m.s.n.m; y el tercero en la parte baja de la microcuenca, a 1 385 m.s.n.m (Fig. 1). Los sitios se seleccionaron para capturar la variabilidad espacial, influenciada por el uso del suelo, que incluye forestal, urbano y agrícola-ganadero (Venegas-González et al., 2023). El punto más alto (Alto) se encuentra en medio de fincas ganaderas y el suelo está cubierto de bosque o pasto. El punto medio (Medio) es una zona de transición, con una densidad de población algo mayor y menos actividad ganadera. El punto más bajo (Bajo) se

sitúa en medio de una zona urbana en el cantón de Vásquez de Coronado. El tramo que une los tres puntos mide aproximadamente 14km de longitud y revela el pequeño tamaño de la microcuenca del río Durazno.

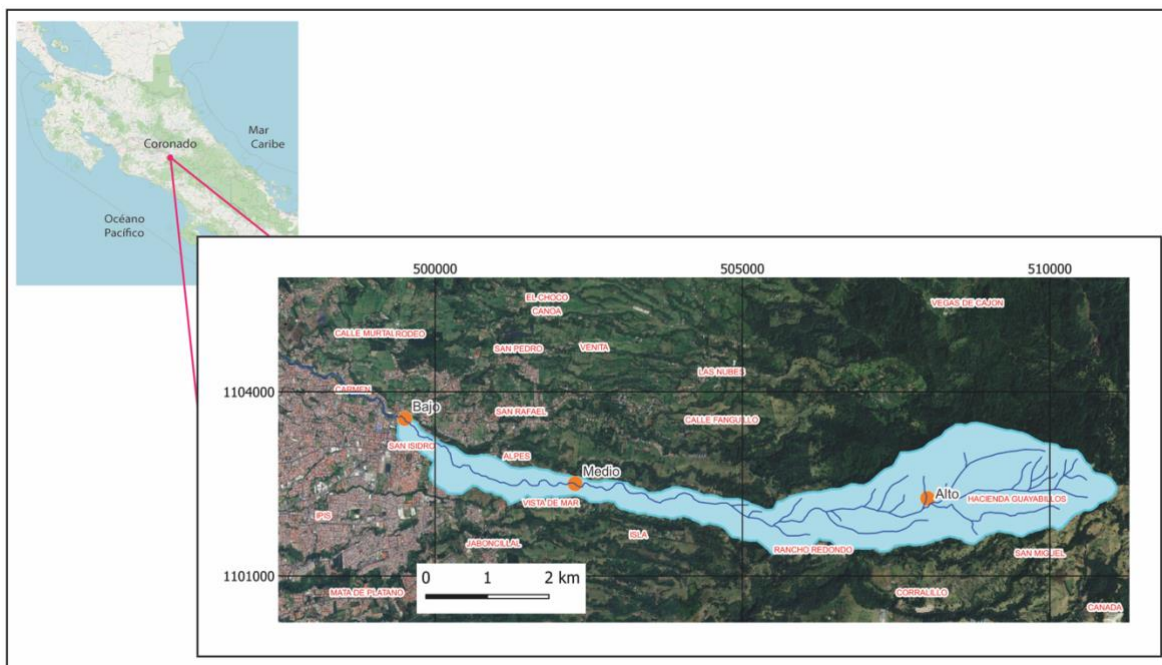


Fig. 1. Área de estudio y puntos de muestreo

Muestreo: Realizamos cuatro campañas de muestreo por año, cada una de ellas de tres días; entre 2022 y 2024, durante las distintas épocas climáticas (seca, lluviosa y las transiciones entre una y otra). Tomamos mediciones *in situ* y *ex situ*. Para las mediciones *in situ*, utilizamos una sonda multiparamétrica YSI®-85 para obtener los valores de temperatura (°C), conductividad eléctrica (μS/cm) y oxígeno disuelto (OD, mg/L) en el agua. Recolectamos muestras de agua por triplicado y mediante muestreo simple en botellas de 1L de polietileno de alta densidad, que mantuvimos en frío para su traslado al laboratorio. En el laboratorio, determinamos las concentraciones de nutrientes (silicato, nitrato, nitrito, amonio y fosfato, todos en mg/L); sólidos suspendidos totales (SST, mg/L), la clorofila-α (mg/m³) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO, mgO₂/L). Cuantificamos los nutrientes y la presencia de clorofila-α mediante espectrofotometría visible, determinamos los SST mediante gravimetría y analizamos la DBO mediante incubación en condiciones controladas de temperatura durante cinco días. Realizamos todos los análisis siguiendo los protocolos del Laboratorio de Oceanografía Química del Centro de Investigación en Ciencias del Mar y Limnología (CIMAR) de la Universidad de Costa Rica, basados en métodos conocidos (Parsons et al., 1984; Strickland & Parsons, 1972).

Recolectamos muestras para la determinación de coliformes fecales y *Enterococcus faecalis* (*E. faecalis*). Tomamos las muestras utilizando botellas y guantes estériles. Empleamos la técnica del número más probable (NMP/100mL); para coliformes fecales utilizamos el método 9221 y para *E. faecalis* el 9230b, ambos descritos en los Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (American Public Health Association [APHA], 2017). Interpretamos los resultados utilizando la tabla del NMP, con límites de detección entre <1,8 y >1 600 000 NMP/100mL. También cuantificamos contaminantes emergentes de tipo farmacéutico, específicamente cefotaxima y

doxiciclina, siguiendo el protocolo utilizado por Venegas-González et al. (2023) modificado de Ramírez-Morales (2020). Para ello, realizamos una extracción en fase sólida (SPE) utilizando cartuchos Oasis HLB de 6mL, previamente acondicionados con metanol y ácido fórmico con EDTA. Filtramos 200mL de cada muestra de agua superficial con filtros de 0,45µm y los pasamos a través de los cartuchos. Posteriormente, eluimos los analitos con 6mL de ACN:metanol (1:1) y 6mL de metanol:diclorometano (1:1), aplicando vacío para asegurar una elución completa. Las fracciones eluidas se concentraron a sequedad, se redisolviéron en 250µL de metanol y se filtraron con un microfiltro de 0,20µm. Los análisis se realizaron en un cromatógrafo líquido de ultra alta resolución (UHPLC) Thermo-Scientific Dionex UltiMate 3000 acoplado a un detector de masas de triple cuadrupolo (Thermo Scientific, TSQ Endura). La separación cromatográfica se llevó a cabo en una columna C18 (Waters Acquity, UPLC CSH™) de 1,7µm, 2,1 × 100mm, utilizando una fuente de ionización por electrospray en modo positivo (ESI+) y la técnica de monitoreo de reacción seleccionada (SRM) para la detección de los antibióticos, estas condiciones se basaron en Zhang et al. (2016).

Además, cuantificamos metales (calcio, magnesio, sodio, potasio, hierro, manganeso, zinc), fósforo y azufre siguiendo el procedimiento descrito por APHA, método 2320B, Waltham, MA, EE. UU. (APHA, 2017). Para este análisis, filtramos un volumen específico de las muestras colectadas utilizando filtros de jeringa (Minisart RC15 Regenerated Cellulose, Sartorius; 0,45µm) y analizamos las muestras con un espectrómetro de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES, PerkinElmer, modelo Optima 8300, MA, EE. UU.), operando el equipo en configuración axial. La cuantificación se realizó a partir de curvas de calibración de tres puntos en el rango de trabajo esperado para cada metal, y se ejecutaron mediciones de control de calidad para la disolución en blanco y la disolución de control cada 15 mediciones. Asimismo, determinamos la alcalinidad y la demanda química de oxígeno (DQO), siguiendo los métodos indicados en "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (APHA, 2017).

Evaluación de la calidad del agua: Calculamos los tres índices siguientes: el sistema holandés de clasificación para la calidad del agua, el índice de calidad del agua canadiense (CCME-WQI) y el índice de calidad del agua de la Fundación Nacional de Saneamiento (NSF-WQI).

Adicionalmente realizamos análisis estadísticos basados en modelos lineales generalizados con transformación de Box-Cox, los cuales permitieron discriminar parámetros con diferencias significativas por ubicación espacial, año y época de muestreo.

Sistema Holandés de clasificación para la calidad del agua: Evaluamos el Índice Holandés que categoriza el agua en cinco clases según tres parámetros: demanda bioquímica de oxígeno (DBO), nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+) y porcentaje de saturación de oxígeno (PSO) (MINAE, 2007) (Tabla 1). Clasificamos cada parámetro en una escala de 1 a 5 puntos, de acuerdo con los rangos de concentración y porcentaje obtenidos.

Asignamos un puntaje total sumando las calificaciones de las tres variables, y con base en este valor determinamos la clase de calidad del agua: muy severa contaminación (13–15), severa contaminación (10–12), moderada contaminación (7–9), poca contaminación (4–6) y no contaminado (3).

Índice de Calidad del Agua Canadiense (CCME-WQI): Calculamos el CCME-WQI utilizando el método del *Canadian Council of Ministers of the Environment* (CCME, 2017; Kafrawy, 2017). El cálculo del CCME-WQI lo realizamos utilizando tres factores:

Alcance (F1): Representa el porcentaje de variables que no cumplen con sus objetivos de calidad al menos una vez durante el período de estudio. Se calcula utilizando la fórmula:

$$F1 = \left(\frac{\text{Número de variables no cumplidas}}{\text{Número total de variables}} \right) \times 100$$

Frecuencia (F2): Refleja el porcentaje de pruebas individuales que no cumplen con los objetivos establecidos. Se calcula con la ecuación:

$$F2 = \left(\frac{\text{Número de pruebas no cumplidas}}{\text{Número total de pruebas}} \right) \times 100$$

Amplitud (F3): Mide la magnitud de la desviación de los valores que no cumplen con los objetivos. Este factor se calcula sumando los “incumplimientos” individuales, es decir, las diferencias entre los valores de las pruebas que no cumplen con los objetivos y sus respectivos umbrales, y normalizando este valor. La ecuación es:

$$F3 = \frac{\Sigma \text{Incumplimientos normalizadas}}{\text{Número total de pruebas}} \times 100$$

Finalmente, el CCME-WQI se obtiene combinando estos tres factores de acuerdo con la siguiente expresión:

$$\text{CCME} - \text{WQI} = 100 \times \frac{\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2}}{3}$$

El CCME-WQI varía entre 0 y 100. Los valores cercanos a cien indican una excelente calidad del agua, en contraste con los valores cercanos a cero, que reflejan una calidad deficiente. En este estudio, los parámetros utilizados para calcular el CCME-WQI fueron: coliformes fecales, *E. faecalis*, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno, magnesio, sulfato expresado como azufre, pH, materiales en suspensión, DBO, nitratos y la sumatoria de las concentraciones de contaminantes emergentes (Tabla 1). Determinamos la variabilidad de este índice según la época de muestreo y la ubicación de los puntos muestreados.

Índice de Calidad del Agua de la Fundación Nacional de Saneamiento (NFS WQI): Finalmente, calculamos el NFS-WQI donde califica la calidad del agua en una escala de 0 a 100, siendo cero una calidad muy mala y cien una calidad excelente (Brown et al., 1970). El cálculo del índice se realizó con la siguiente fórmula:

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

Donde,

WQI es el índice de calidad del agua.

qi es el puntaje de calidad (Q-value) de la variable i, un número entre 0 y 100 que se obtiene de las curvas de calidad promedio desarrolladas para cada parámetro.

wi es el peso unitario de la variable i, número entre 0 y 0,17 que refleja la importancia relativa del parámetro en el cálculo general, siendo la suma de todos los pesos igual a 1.

n es el número total de variables utilizadas en el cálculo.

En el caso del NSF-WQI, consideramos ocho parámetros: coliformes fecales, conductividad, oxígeno disuelto, pH, material en suspensión, DBO, fosfatos y nitratos (Tabla 1).

Para el cálculo de todos los índices de calidad del agua (Sistema Holandés, CWQI y NSF-WQI), utilizamos el lenguaje de programación R (versión 4.1.2. www.r-project.org).

TABLA 1

Variables consideradas en el cálculo de los tres índices de calidad del agua aplicados al río Durazno.

Parámetros	CCME-WQI	NSF-WQI	Holandés
Coliformes fecales	✓	✓	
<i>Enterococcus faecalis</i>	✓		
Material en suspensión	✓	✓	
Conductividad	✓	✓	
Oxígeno Disuelto	✓	✓	
Saturación de oxígeno	✓		✓
pH	✓	✓	
DBO	✓		✓
Nitratos	✓	✓	
Fosfatos		✓	
Nitrógeno Amoniacal			✓
Magnesio	✓		
Azufre	✓		
Contaminantes emergentes (Cefotaxima y doxiciclina)	✓		

RESULTADOS

Descripción de resultados para las variables fisicoquímicas: Para el cálculo de los tres índices de calidad se escogieron 12 variables. Observamos variaciones según el punto de muestreo para conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), DBO ($\text{mg O}_2/\text{L}$), coliformes fecales ($\log\text{CF}$) (NMP/100mL), material en suspensión (mg/L), oxígeno disuelto (mg/L) y pH (Fig. 2). Los parámetros de conductividad eléctrica y pH presentaron poca variación entre los tres puntos de muestreo. Las variaciones en DBO no son significativas y sus valores son bajos ($<5\text{mg}/\text{L}$), lo que puede asociarse a una baja carga orgánica. Además, los niveles de oxígeno disuelto describen que el río no se encuentra en condiciones de anoxia en ninguno de los muestreos realizados.

Los valores de coliformes fecales oscilaron entre 23 y 350 000 (NMP/100 mL), con un promedio de 11 000 (NMP/100 mL), según el Reglamento para la evaluación y clasificación de cuerpos de agua superficiales, estos valores reflejan estar en la Clase 5 de este reglamento. Se observa que los valores más elevados de coliformes fecales se encuentran en el sitio de muestreo ubicado en la parte alta de la cuenca, caracterizada por un uso de suelo de bosque y pasto, y en el punto más bajo, situado en la zona urbanizada. Esto puede asociarse a dos fuentes: una posible contaminación de origen animal en la parte alta, la cual se diluye parcialmente debido al aporte de algunos afluentes del río Durazno antes de llegar al punto medio de muestreo. La segunda fuente, debido al aporte de contaminación antropogénica, probablemente esté relacionada con descargas de aguas residuales entre el punto medio y el punto bajo.

En cuanto a material en suspensión, reportamos valores inferiores a $80\text{mg}/\text{L}$, salvo por un valor atípico ($3\,400 \pm 100\text{mg}/\text{L}$) registrado durante el muestreo de noviembre de 2024. Este comportamiento junto los cambios observados en la calidad del agua puede explicarse por el incremento en las precipitaciones durante ese periodo (Fig. 3).

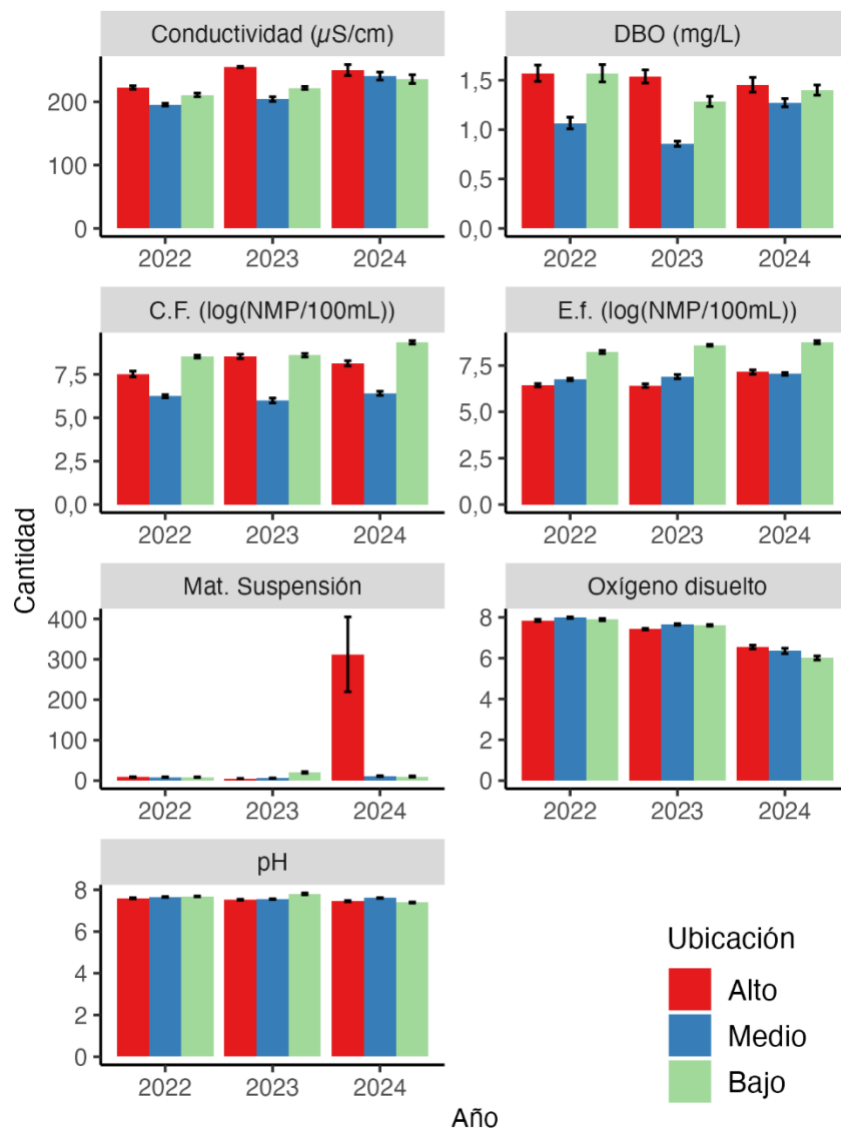


Fig. 2. Promedios anuales ($n=12$) para la conductividad eléctrica ($\mu\text{S/cm}$), DBO (mgO_2/L), coliformes fecales ($\log\text{CF}$) ($\text{NMP}/100\text{ mL}$), *Enterococcus faecalis* ($\log\text{EF}$) ($\text{NMP}/100\text{mL}$), material en suspensión (mg/L), oxígeno disuelto (mg/L) y pH según la ubicación de los puntos de muestreo para los años 2022, 2023 y 2024 en la cuenca del río Durazno. Las barras de error indican el error estándar.

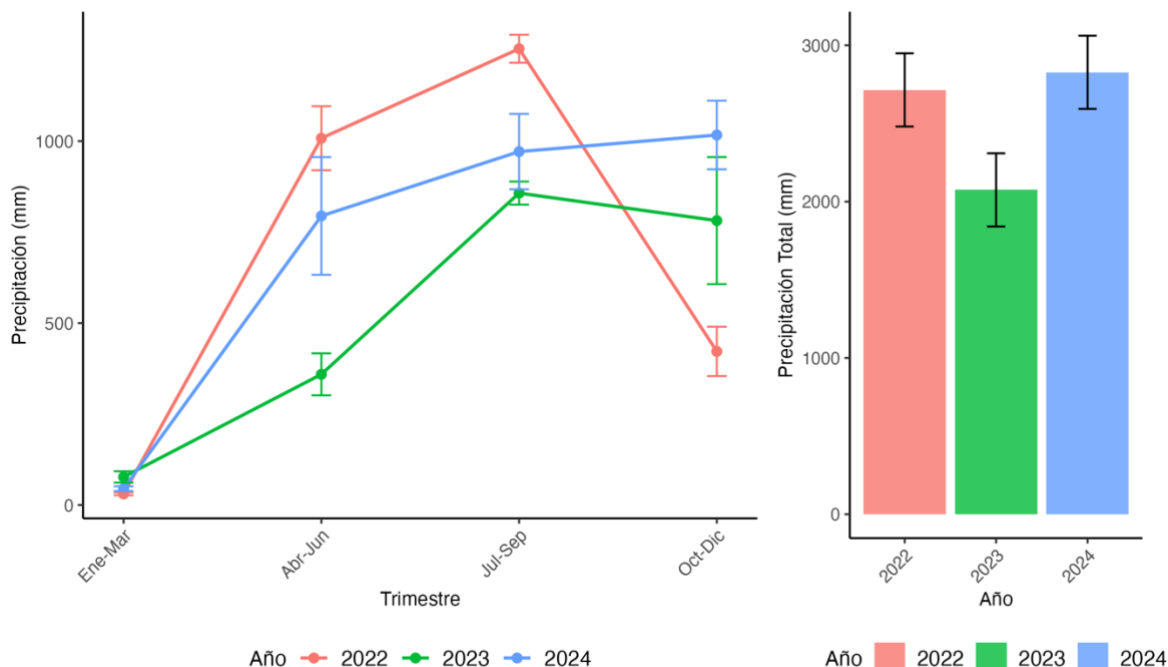


Fig. 3. Precipitación acumulada trimestral y anual en la microcuenca del río Durazno (2022-2024). Información suministrada por el Instituto Meteorológico Nacional.

Con respecto a la concentración de iones en el agua, la concentración de amonio varió entre 0,5mg/L y 3,0mg/L, y la del sulfato (reportado como azufre) osciló entre 16mg/L y 31mg/L, con mayor concentración en el punto más alto de la cuenca. Los nitratos se mantuvieron relativamente constantes en los tres puntos de muestreo durante los años 2022 y 2023; sin embargo, en 2024 observamos una tendencia al incremento de su concentración en función de la altitud y del uso del suelo. Esta tendencia también se aprecia en los fosfatos, aunque en menor medida. (Fig. 4).

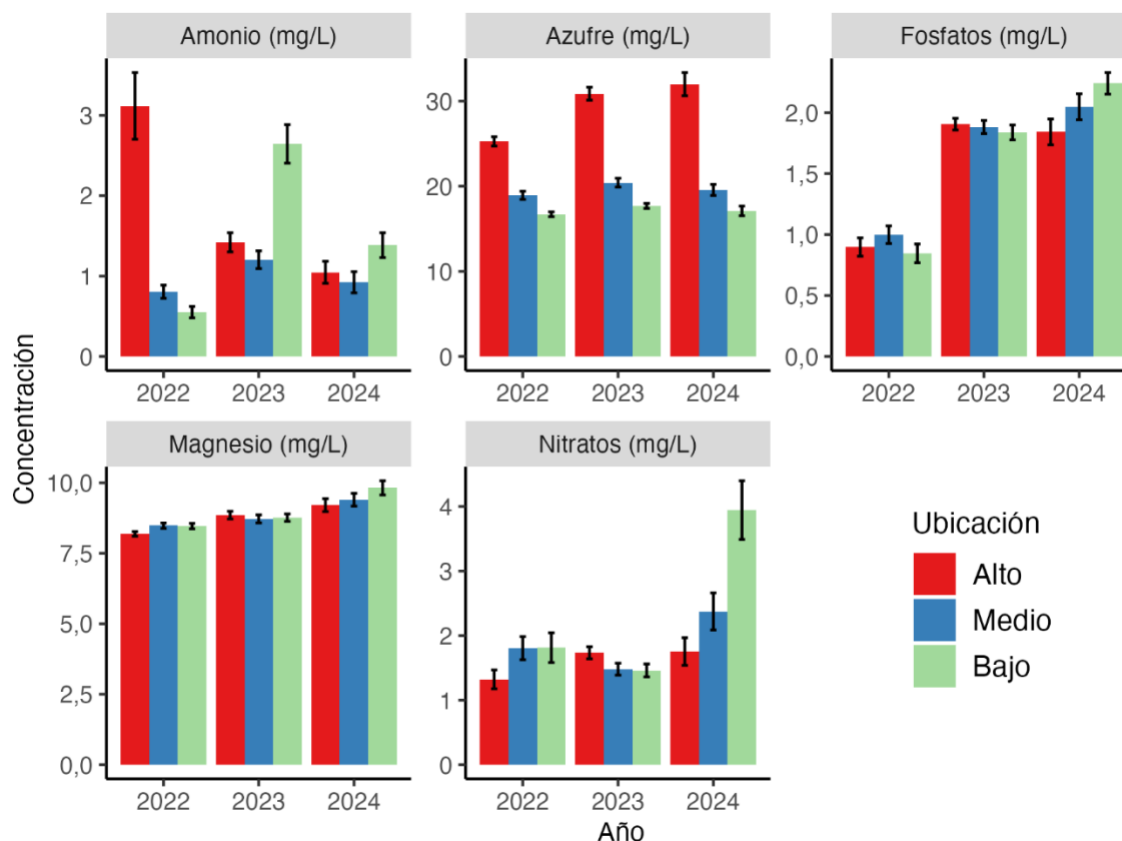


Fig. 4. Promedios anuales (n=12) para los parámetros de amonio (mg/L), sulfatos (expresados como S) (mg/L), fosfatos (mg/L), magnesio (mg/L) y nitratos (mg/L) según la ubicación de los puntos de muestreo para los años 2022, 2023 y 2024). Las barras de error indican el error estándar.

Durante el periodo de estudio, cuantificamos la presencia de dos antibióticos: cefotaxima y doxiciclina (Fig. 5). La cefotaxima mostró las concentraciones más elevadas en 2023 en los tres sitios de muestreo, con un pico superior a los 60ng/L en el sitio más alto. La elevada concentración podría estar relacionada con actividades ganaderas cercanas, ya que la cefotaxima también se emplea en medicina veterinaria para tratar infecciones bacterianas. En 2022 y 2024, las concentraciones de cefotaxima fueron más bajas y similares entre sí, observándose una mayor concentración en el punto medio. En cuanto a la doxiciclina, las concentraciones más altas se registraron en 2022, destacando el sitio más bajo con más de 30ng/L. Sin embargo, en 2023 y 2024, las concentraciones más altas se observaron en el sitio más alto. La doxiciclina es ampliamente utilizada tanto en medicina humana como veterinaria y se emplea mucho en el tratamiento de infecciones en ganado, lo que sugiere que su presencia podría estar relacionada con actividades pecuarias en las cercanías del sitio más alto. Finalmente, la suma de ambos antibióticos indica que 2024 fue el año con menor concentración total. En contraste, 2022 y 2023 presentaron niveles similares, con una excepción destacada en 2023 en el sitio más alto, donde la concentración combinada superó los 75ng/L.

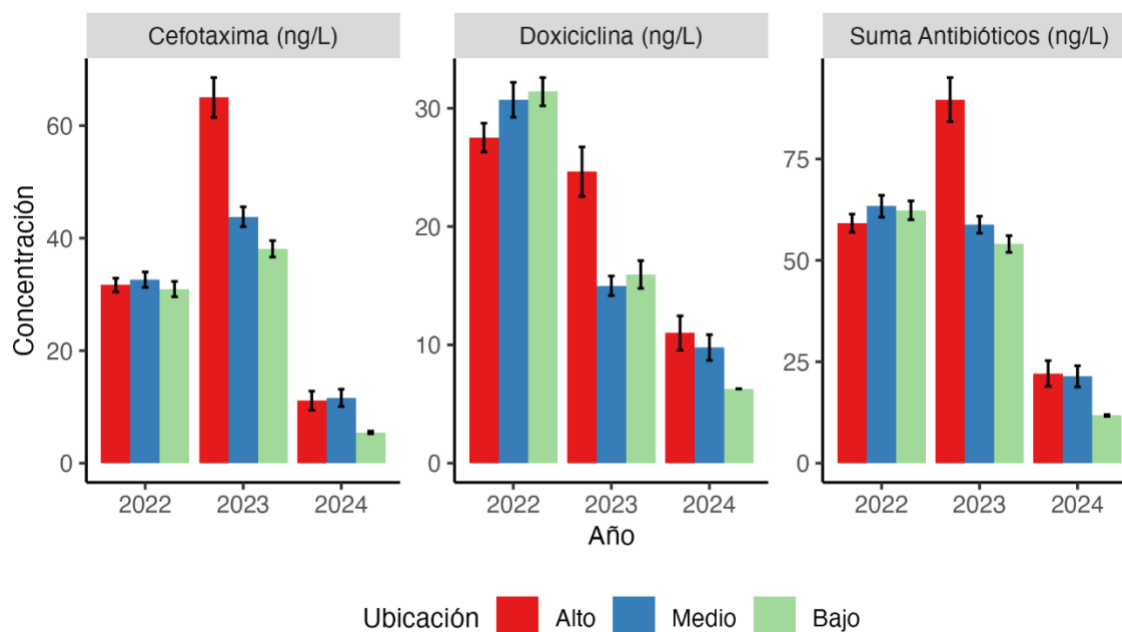


Fig. 5. Promedios anuales (n=12) para los antibióticos cefotaxima y doxiciclina (ng/L) y su suma (ng/L) según la ubicación de los puntos de muestreo para los años de 2022, 2023 y 2024, en la cuenca del río Durazno. Las barras de error indican el error estándar.

Realizamos un análisis estadístico para identificar las variaciones significativas debidas a la ubicación del sitio de muestreo, la época o el año de muestreo (Tabla 2).

TABLA 2

Resultados de p valores obtenidos del análisis estadístico para los parámetros analizados para los años 2022, 2023 y 2024 en la cuenca del río Durazno

Parámetros	Ubicación	Época	Año
Coliformes fecales	0,000*	0,380	0,565
<i>E. faecalis</i>	0,000*	0,225	0,450
Conductividad eléctrica	0,012*	0,000*	0,009*
pH	0,258	0,004*	0,014*
Oxígeno disuelto.	0,896	0,148	0,000*
DBO	0,184	0,003*	0,820
% Saturación de oxígeno	0,038*	0,011*	0,000*
Amonio	0,925	0,001*	0,127
Magnesio	0,887	0,000*	0,000*
Cefotaxima	0,474	0,000*	0,000*
Doxiciclina	0,838	0,000*	0,000*
Nitratos	0,868	0,000*	0,000*
Material en suspensión	0,487	0,000*	0,149
Azufre (sulfatos)	0,000*	0,000*	0,034*

* p valor < 0,05 obtenido para un modelo lineal generalizado con transformación Box-Cox

Aplicación de los índices de calidad del agua: Temporalmente, los tres índices coinciden en que la época de transición 2 (de lluviosa a seca) es la de peor calidad del agua, mientras que la época lluviosa mostró mejores condiciones generales (debido a la dilución por el aumento del aporte pluvial). Con el CCME-WQI, observamos los valores más bajos, con datos que oscilan entre 45,0 y 55,6, lo que corresponde a una calidad de agua marginal. Le sigue el NSF-WQI, cuyos valores variaron entre 59 y 63 puntos, dentro de una calidad media, y el índice Holandés reflejó condiciones constantes de baja contaminación en todo el período de estudio, entre cinco y seis puntos (Tabla 3).

En cuanto a la distribución espacial, con el CCME-WQI detectamos condiciones más críticas en el punto alto de la cuenca (calidad pobre), seguido del punto bajo y medio, ambos con una calidad de agua marginal. El NSF-WQI mostró poca variación espacial, manteniéndose en calidad media en todos los sitios. El índice holandés permaneció constante a lo largo de los sitios, indicando condiciones generales de baja contaminación (Tabla 4).

TABLA 3

Valores obtenidos en los ICA: NSF-WQI, CCME-WQI y Holandés, para la calidad del agua del río Durazno según la época del año durante el Periodo 2022-2024

Época	NSF-WQI		CCME-WQI		Holandés	
	Valor	Resultado	Valor	Resultado	Valor	Resultado
Seca	61	Calidad media	45,0	Marginal	5	Poca contaminación
Transición 1 (Seca a lluviosa)	62	Calidad media	53,8	Marginal	5	Poca contaminación
Lluviosa	63	Calidad media	55,6	Marginal	5	Poca contaminación
Transición 2 (Lluviosa a seca)	59	Calidad media	48,0	Marginal	6	Poca contaminación

TABLA 4

Valores obtenidos en los ICA: NSF-WQI, CCME-WQI y Holandés para la calidad del agua del río Durazno según su sitio de muestreo dentro la cuenca durante el Periodo 2022-2024

Época	NSF-WQI		CCME-WQI		Holandés	
	Valor	Resultado	Valor	Resultado	Valor	Resultado
Alto	61	Calidad media	42,8	Pobre	5	Poca contaminación
Medio	60	Calidad media	57,9	Marginal	5	Poca contaminación
Bajo	62	Calidad media	41,7	Marginal	5	Poca contaminación

DISCUSIÓN

La vulnerabilidad del recurso hídrico en Costa Rica se ha incrementado progresivamente debido al crecimiento poblacional, el desarrollo urbano, agrícola e industrial, lo que ejerce un impacto significativo en las cuencas hidrográficas. En este contexto, el análisis, la monitorización y la gestión de la calidad del recurso ha adquirido gran relevancia, particularmente en las últimas décadas. Los resultados de este estudio, que evaluó la calidad del río Durazno, mediante doce parámetros y el cálculo de tres índices de calidad, contribuyen a generar un diagnóstico integral que puede orientar futuras propuestas de mejora en el manejo del recurso hídrico.

El análisis de las variables utilizadas para el cálculo de los índices de calidad del agua, mediante un modelo lineal generalizado (GLM) con transformación de Box-Cox, establece que la mayoría de las variables presentan diferencias significativas según el año. Esto podría deberse a la diferencia en la precipitación, ya que observamos que hubo diferencias importantes en la cantidad de lluvia caída durante cada año. Solo las variables de coliformes fecales, DBO, amonio y material en suspensión no mostraron diferencias estadísticamente significativas cuando se analizaron los datos por año ($p > 0,05$).

Al comparar las secciones alta, media y baja de la cuenca, identificamos un cambio en la concentración de iones, evidenciado por una variación en el contenido de sulfatos (expresado como azufre), el cual disminuye del punto más alto al punto más bajo de la cuenca, en asociación con el contenido de calcio. Asimismo, detectamos un cambio en la conductividad eléctrica, con valores relativamente más altos en el punto más alto, lo que probablemente se deba a un menor efecto de dilución y, por tanto, a una mayor concentración de iones disueltos que vienen directamente desde la naciente del río.

El análisis por época sí muestra cambios significativos, especialmente durante los periodos de transición de la época seca a la lluviosa. En estas transiciones, así como durante la estación lluviosa hay variaciones en la concentración de varias especies químicas analizadas (Mg^{2+} , $S-SO_4^{2-}$, NO_3^- y conductividad eléctrica). Durante estos periodos, el suelo suele estar poco saturado, lo que favorece el desprendimiento de materia erosionable (Xu et al., 2019). Este efecto también se refleja en la disminución de la concentración de magnesio y sulfato (reportado como azufre), lo que sugiere un proceso de dilución tanto en la transición como durante la estación lluviosa. Este fenómeno, resultado de la interacción entre las lluvias y el uso del suelo, ha sido reportado en otros estudios (Herrera et al., 2013; Jaybhaye et al., 2022; Xu et al., 2019).

Nuestros resultados muestran que la capacidad diagnóstica de los índices de calidad del agua varía según las variables consideradas. Tanto el índice holandés, que utiliza solo tres parámetros fisicoquímicos, como el NSF-WQI, que integra variables fisicoquímicas, microbiológicas y químicas, presentaron sensibilidad limitada a ciertas variaciones espaciales y temporales que identificamos en el análisis paramétrico individual. Sin embargo, las diferencias en sus clasificaciones finales destacan la importancia de incluir indicadores microbiológicos: mientras que el índice holandés evaluó el agua como poco contaminada, el NSF-WQI indicó una calidad inferior, lo que sugiere que al incorporar parámetros microbiológicos obtenemos una evaluación más completa y precisa del estado ambiental en la cuenca. En conjunto, estos hallazgos evidencian que, aunque los índices sintéticos son herramientas útiles de síntesis, la selección de las variables que los componen influye de manera significativa en su capacidad para captar condiciones ambientales específicas.

Los estudios realizados en Costa Rica que han utilizado el índice holandés en diferentes cuencas concuerdan en señalar su poca sensibilidad y advierten de la necesidad de integrar más variables, con lo cual concordamos, o hacer uso de otros índices que permitan tener una mayor contextualización de la calidad del agua (Calvo-Brenes & Araya-Ulloa, 2018; Calvo-Brenes & Mora-

Molina, 2012; Venegas-González et al., 2023). A pesar de que su estimación es rápida y práctica, este índice excluye parámetros clave como los microbiológicos, los cuales han sido históricamente utilizados como indicadores de calidad del agua y de posibles riesgos sanitarios para la población (Fujioka et al., 2015; Holcomb & Stewart, 2020). El NSF-WQI clasificó todas las muestras como calidad media temporal y espacialmente, los resultados fueron consistentes con trabajos similares en ríos con características de uso de suelo comparables, donde predominan clasificaciones medias (Mena-Rivera et al., 2017, 2018; Pérez-Villanueva et al., 2022).

A diferencia de estos índices estandarizados que mostraron limitada variabilidad, el CCME-WQI evidenció mayor sensibilidad para detectar diferentes niveles de contaminación del agua a través del área de estudio. Esta mayor capacidad discriminadora del CCME-WQI puede atribuirse a su flexibilidad metodológica que permite la selección específica de parámetros relevantes para las condiciones ambientales locales, así como su enfoque multidimensional que integra la frecuencia, magnitud y alcance de las desviaciones respecto a los objetivos de calidad. Para seleccionar los parámetros para estimar el CCME-WQI nos basamos en criterios de representatividad ambiental que abarcan las principales dimensiones de la calidad del agua (Sutadian et al., 2016; Abbasi & Abbasi, 2012). Los indicadores microbiológicos (coliformes fecales y *E. faecalis*) se incluyen como indicadores directos de contaminación fecal y riesgo sanitario (WHO, 2017; Byappanahalli et al., 2012), representando la dimensión biológica más crítica para la salud humana y ecosistémica. Los parámetros relacionados con oxigenación constituyen indicadores fundamentales del estado metabólico del ecosistema acuático y la carga orgánica presente (Chapman, 1996; APHA et al., 2017). La conductividad eléctrica, magnesio y sulfatos reflejan la dimensión hidro geoquímica y la precipitación (Khan, 2023; Appelo & Postma, 2004), mientras que el pH proporciona información sobre el equilibrio ácido-base del sistema. Los materiales en suspensión y nitratos completan la caracterización al representar la carga de sedimentos y el estado de nutrientes, respectivamente.

Mientras los índices con configuraciones paramétricas fijas tendieron a generalizar las condiciones ambientales, el CCME-WQI capturó mejor las variaciones espaciales que reflejan más fielmente la heterogeneidad de las condiciones de calidad del agua observadas en el análisis paramétrico individual y mostró una diferencia en los resultados de clasificación para el punto identificado como Alto con respecto a los puntos identificados como Medio y Bajo. Además, fue en este índice que incluimos contaminantes emergentes como una variable a evaluar, ya que son contaminantes de preocupación y se han empezado a incluir en regulaciones europeas y de otros países (Valbonesi et al., 2021; European Union, 2020).

Las categorías de clasificación sugieren que el agua no es adecuada como fuente para consumo humano, ya que se desvía de los niveles deseables de calidad (CCME, 2017). Este comportamiento del CCME-WQI coincide con otros estudios en Costa Rica, mostrando su capacidad para reflejar variaciones importantes en la calidad del agua, especialmente en zonas con múltiples contaminantes. Por ejemplo, en zonas agrícolas y en el río Purires, el CCME-WQI también ha mostrado una alta capacidad para reflejar la contaminación del recurso (Chacón et al., 2018; Pérez-Villanueva et al., 2022). Estos hallazgos refuerzan su utilidad como un índice robusto para detectar impactos en ecosistemas acuáticos influenciados por diversas presiones antrópicas (Chemeri et al., 2023), lo que lo convierte en una herramienta sólida para evaluar la calidad del agua en sitios con diferentes usos y actividades humanas.

Con base en los resultados de este estudio en la microcuenca del río Durazno hemos evidenciado diferencias significativas en parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, entre ubicaciones, años y estaciones, patrones de variabilidad que subrayan la necesidad de complementar la evaluación mediante índices con el análisis detallado de variables específicas. Esta variabilidad la capturamos de manera más precisa con el CCME-WQI, que consideramos la opción más adecuada para esta cuenca, ya que refleja mejor la heterogeneidad ambiental que

identificamos en el análisis individual y nos proporciona una clasificación más diferenciada según la ubicación de los puntos de muestreo. En futuras investigaciones y en programas de monitoreo a escala nacional, recomendamos aplicar un índice de calidad del agua de forma complementaria, que sea más sensible que el propuesto actualmente en el Reglamento para la evaluación y clasificación de cuerpos de agua (MINAE, 2007), y considerar la inclusión de contaminantes emergentes, que actualmente representan una amenaza creciente para los ecosistemas acuáticos y la salud pública.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad de Costa Rica por el apoyo financiero en el desarrollo de esta investigación en el marco del proyecto V1-742-CO-078: Análisis temporal y espacial de la resistencia a los antibióticos y la calidad de las aguas superficiales de la microcuenca del Río Durazno.

Asimismo, agradecemos al Instituto Meteorológico Nacional de Costa Rica (IMN) por proporcionarnos los valores de precipitación correspondientes al periodo de estudio y a todos los técnicos y asistentes del Instituto de Investigaciones en Salud y del Laboratorio de Oceanografía Química del CIMAR por su invaluable colaboración en el procesamiento de las muestras.

ÉTICA, CONFLICTO DE INTERESES Y DECLARACIÓN DE FINANCIAMIENTO

Los autores declaran haber cumplido cabalmente con todos los requisitos éticos y legales pertinentes, tanto durante el estudio como en la producción del manuscrito; que no existen conflictos de intereses de ningún tipo; que todas las fuentes financieras estén completa y claramente indicadas en la sección de agradecimientos; y que están totalmente de acuerdo con la versión final editada del artículo. Un documento firmado ha sido archivado en los archivos de la revista.

La declaración de la contribución de cada autor al manuscrito es la siguiente: KBJ, LCJ, AIM y PFS: diseño del estudio. JRM, EGR, PFS recopilación y análisis de datos. JRM y PFS preparación del manuscrito. Todos los coautores: revisión, corrección y aprobación final del manuscrito.



REFERENCIAS

- Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2012). Water-Quality Indices. In *Water Quality Indices* (pp. 353–356). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-54304-2.00016-6>
- Ahmed, S., Khurshid, S., Madan, R., Abu Amarah, B. A., & Naushad, M. (2020). Water quality assessment of shallow aquifer based on Canadian Council of Ministers of the environment index and its impact on irrigation of Mathura District, Uttar Pradesh. *Journal of King Saud University - Science*, 32(1), 1218–1225. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2019.11.019>
- Aljanabi, Z. Z., Jawad Al-Obaidy, A.-H. M., & Hassan, F. M. (2021). A brief review of water quality indices and their applications. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 779(1), 012088. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/779/1/012088>
- American Public Health Association. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23rd ed.).
- Appelo, C. A. J., & Postma, D. (2004). *Geochemistry, Groundwater and Pollution* (C. A. J. Appelo & D. Postma, Eds.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781439833544>
- Assegide, E., Alamirew, T., Bayabil, H., Dile, Y. T., Tessema, B., & Zeleke, G. (2022). Impacts of Surface Water Quality in the Awash River Basin, Ethiopia: A Systematic Review. *Frontiers in Water*, 3. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.790900>
- Barrantes, K., Chacón, L. M., Solano, M., & Achí, R. (2013). Contaminación fecal del agua superficial de la microcuenca del río Purires, Costa Rica, 2010-2011. In *Revista de la Sociedad Venezolana de Microbiología* (Vol. 33). http://ve.scielo.org/scielo.php?pid=S1315-25562013000100009&script=sci_abstract
- Benouara, N., Laraba, A., & Hachemi Rachedi, L. (2016). Assessment of groundwater quality in the Seraidi region (north-east of Algeria) using NSF-WQI. *Water Supply*, 16(4), 1132–1137. <https://doi.org/10.2166/ws.2016.030>
- Bilgin, A. (2018). Evaluation of surface water quality by using Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) method and discriminant analysis method: a case study Coruh River Basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(9), 554. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6927-5>
- Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., & Tozer, R. G. (1970). A water quality index-do we dare. *Water and Sewage Works*, 10(117).
- Brusseau, M. L., Walker, D. B., & Fitzsimmons, K. (2019). Physical-Chemical Characteristics of Water. In *Environmental and Pollution Science* (pp. 23–45). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814719-1.00003-3>

- Calvo-Brenes, G., & Araya-Ulloa, A. (2018). Evaluación de dos índices de calidad del agua en varios sitios de la quebrada La Central, Pacayas de Alvarado, Costa Rica. *Revista Tecnología En Marcha*. <https://doi.org/10.18845/tm.v31i4.3966>
- Calvo-Brenes, G., & Mora-Molina, J. (2012). Análisis de la calidad de varios cuerpos de agua superficiales en el GAM y la Península de Osa utilizando el Índice Holandés. *Revista Tecnología En Marcha*, 25(5), 37. <https://doi.org/10.18845/tm.v25i5.471>
- CCME. (2017). *Canadian Environmental Quality Guidelines Canadian Council of Ministers of the Environment*.
http://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/calculators.html.
- Chacón, L., Arias, V., Barrantes, K., Beita-Sandí, W., Reyes, L., & Achí, R. (2018). Enterococci as a key parameter for water quality index: Purires River, Costa Rica. *Journal of Water and Health*, 16(6), 1007–1017. <https://doi.org/10.2166/wh.2018.087>
- Chapman, D. (1996). *Water Quality Assessments* (D. V Chapman, Ed.). CRC Press.
<https://doi.org/10.4324/NOE0419216001>
- Chemeri, L., Cabassi, J., Taussi, M., & Venturi, S. (2023). Development and testing of a new flexible, easily and widely applicable chemical water quality index (CWQI). *Journal of Environmental Management*, 348, 119383. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119383>
- Chidiac, S., El Najjar, P., Ouaini, N., El Rayess, Y., & El Azzi, D. (2023). A comprehensive review of water quality indices (WQIs): history, models, attempts and perspectives. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 22(2), 349–395. <https://doi.org/10.1007/s11157-023-09650-7>
- Diotrefe-Banda, T., & Kumarasamy, M. (2020). A Review of the Existing Water Quality Indices (WQIs). *Pollution Research*, 39(2), 489–514.
<https://www.researchgate.net/publication/343430598>
- Dubey, S. S., Kumar Singh, A., & Nath Tripathi, U. (2022). Water Quality – A Review. *Asian Journal of Research in Chemistry*, 381–385. <https://doi.org/10.52711/0974-4150.2022.00067>
- European Union. (2020). Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption (recast). Official Journal of the European Union, L 435, 1–62. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32020L2184>
- Fujioka, R., Solo-Gabriele, H., Byappanahalli, M., & Kirs, M. (2015). U.S. Recreational Water Quality Criteria: A Vision for the Future. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(7), 7752–7776. <https://doi.org/10.3390/ijerph120707752>

- Halder, D., Halder, S., Das (Saha), P., & Halder, G. (2016). Assessment of water quality of Damodar River in South Bengal region of India by Canadian Council of Ministers of Environment (CCME) Water Quality Index: a case study. *Desalination and Water Treatment*, 57(8), 3489–3502. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.987168>
- Hearne, R., & Madrigal-Ballester, R. (2024). Surface water quality in Costa Rica: new initiatives and challenges. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 14(11), 1134–1145. <https://doi.org/10.2166/washdev.2024.144>
- Herrera, J., Rodríguez, S., Rojas, J. F., Herrera, É., & Chaves, M. (2013). Variación temporal y espacial de la calidad de las aguas superficiales en la subcuenca del río Virilla (Costa Rica) entre 2006 y 2010. *Revista de Ciencias Ambientales*, 45(1). <https://doi.org/10.15359/rca.45-1.5>
- Herrera-Murillo, J., Anchía-Leitón, D., Rojas-Marín, J. F., Mora-Campos, D., Gamboa-Jiménez, A., & Chaves-Villalobos, M. (2019). Influencia de los patrones de uso de la tierra en la calidad de las aguas superficiales de la subcuenca del río Virilla, Costa Rica. *Revista Geográfica de América Central*, 4(61E), 11. <https://doi.org/10.15359/rgac.61-4.1>
- Herrera-Murillo, J., Rodríguez, S., Rojas, J. F., Herrera, É., & Chaves, M. (2013). Variación temporal y espacial de la calidad de las aguas superficiales en la subcuenca del río Virilla (Costa Rica) entre 2006 y 2010. *Revista de Ciencias Ambientales*, 45(1). <https://doi.org/10.15359/rca.45-1.5>
- Holcomb, D. A., & Stewart, J. R. (2020). Microbial Indicators of Fecal Pollution: Recent Progress and Challenges in Assessing Water Quality. *Current Environmental Health Reports*, 7(3), 311–324. <https://doi.org/10.1007/s40572-020-00278-1>
- Jaybhaye, R., Nandusekar, P., Awale, M., Paul, D., Kulkarni, U., Jadhav, J., Mukkannawar, U., & Kamble, P. (2022). Analysis of seasonal variation in surface water quality and water quality index (WQI) of Amba River from Dolvi Region, Maharashtra, India. *Arabian Journal of Geosciences*, 15(14), 1261. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-10542-3>
- Kafrawy, S. B. El. (2017). Water Quality Assessment Based on CWQI and NDWI Indices in Mariout Lake, Egypt. *MOJ Ecology & Environmental Sciences*, 2(5). <https://doi.org/10.15406/mojes.2017.02.00039>
- Khan, Md. H. R. B., Ahsan, A., Imteaz, M., Shafiquzzaman, Md., & Al-Ansari, N. (2023). Evaluation of the surface water quality using global water quality index (WQI) models: perspective of river water pollution. *Scientific Reports*, 13(1), 20454. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-47137-1>
- Kumar, D., Kumar, R., Sharma, M., Awasthi, A., & Kumar, M. (2024). Global water quality indices: Development, implications, and limitations. *Total Environment Advances*, 9, 200095. <https://doi.org/10.1016/j.teadva.2023.200095>

- Mena-Rivera, L., Salgado-Silva, V., Benavides-Benavides, C., Coto-Campos, J., & Swinscoe, T. (2017). Spatial and Seasonal Surface Water Quality Assessment in a Tropical Urban Catchment: Burío River, Costa Rica. *Water*, 9(8), 558. <https://doi.org/10.3390/w9080558>
- Mena-Rivera, L., Vásquez-Bolaños, O., Gómez-Castro, C., Fonseca-Sánchez, A., Rodríguez-Rodríguez, A., & Sánchez-Gutiérrez, R. (2018). Ecosystemic Assessment of Surface Water Quality in the Virilla River: Towards Sanitation Processes in Costa Rica. *Water*, 10(7), 845. <https://doi.org/10.3390/w10070845>
- Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE). (2007). Reglamento para la Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales. <https://bit.ly/3ljhaVM>
- Mirzaei, M., Solgi, E., & Salman-Mahiny, A. (2016). Evaluation of Surface Water Quality by NSFQI Index and Pollution Risk Assessment, Using WRATIC Index in 2015. *Archives of Hygiene Sciences*, 5(4), 264–277. <https://jhygiene.muq.ac.ir/article-1-155-en.html>
- Misaghi, F., Delgosha, F., Razzaghmanesh, M., & Myers, B. (2017). Introducing a water quality index for assessing water for irrigation purposes: A case study of the Ghezel Ozan River. *Science of The Total Environment*, 589, 107–116. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.226>
- Mohammadpour, A., Gharehchahi, E., Gharaghani, M. A., Shahsavani, E., Golaki, M., Berndtsson, R., Khaneghah, A. M., Hashemi, H., & Abolfathi, S. (2024). Assessment of drinking water quality and identifying pollution sources in a chromite mining region. *Journal of Hazardous Materials*, 480, 136050. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136050>
- Noori, R., Berndtsson, R., Hosseinzadeh, M., Adamowski, J. F., & Abyaneh, M. R. (2019). A critical review on the application of the National Sanitation Foundation Water Quality Index. *Environmental Pollution*, 244, 575–587. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.076>
- Ocampo-Duque, W., Ferré-Huguet, N., Domingo, J. L., & Schuhmacher, M. (2006). Assessing water quality in rivers with fuzzy inference systems: A case study. *Environment International*, 32(6), 733–742. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.03.009>
- Parsons, T., Maita, Y., & Lalli, C. (1984). *A Manual of Chemical & Biological Methods for Seawater Analysis*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-07774-5>
- Pérez Gómez, G., Alvarado García, V., Rodríguez Rodríguez, J. A., Herrera, F., & Sánchez Gutiérrez, R. (2021). Calidad fisicoquímica y microbiológica del agua superficial del río Grande de Tárcos, Costa Rica: un enfoque ecológico. *UNED Research Journal*, 13(1), 17. <https://doi.org/10.22458/urj.v13i1.3148>
- Pérez-López, E. (2016). Control de calidad en aguas para consumo humano en la región occidental de Costa Rica. *Revista Tecnología En Marcha*, 29(3), 3. <https://doi.org/10.18845/tm.v29i3.2884>

- Pérez-Villanueva, M. E., Chin-Pampillo, J. S., Aguilar-Mora, P., Guzmán, A. P., Masís-Mora, M., Arias-Mora, V., & Ramírez-Morales, D. (2022). An integrative water quality evaluation in two surface water bodies from a tropical agricultural region in Cartago, Costa Rica. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(15), 21968–21980. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17283-y>
- Pham, T. L. (2017). Comparison between Water Quality Index (WQI) and biological indices, based on planktonic diatom for water quality assessment in the Dong Nai River, Vietnam. *Pollution*, 3(2), 311–323. <https://doi.org/10.7508/pj.2017.02>
- Ramírez-Morales, D., Masís-Mora, M., Montiel-Mora, J. R., Cambronero-Heinrichs, J. C., Briceño-Guevara, S., Rojas-Sánchez, C. E., Méndez-Rivera, M., Arias-Mora, V., Tormo-Budowski, R., Brenes-Alfaro, L., & Rodríguez-Rodríguez, C. E. (2020). Occurrence of pharmaceuticals, hazard assessment and ecotoxicological evaluation of wastewater treatment plants in Costa Rica. *Science of The Total Environment*, 746, 141200. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141200>
- Sánchez-Gutiérrez, R., Benavides-Benavides, C., Chaves-Villalobos, M., & Quirós-Vega, J. (2020). Calidad del agua para consumo humano en una comunidad rural: caso Corral de Piedra, Guanacaste, Costa Rica. *Revista Tecnología En Marcha*. <https://doi.org/10.18845/tm.v33i2.4165>
- Sarkar, C., & Abbasi, S. A. (2006). Qualidex – A New Software for Generating Water Quality Indices. *Environmental Monitoring and Assessment*, 119(1–3), 201–231. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9023-6>
- Sivaranjani, S., Rakshit, A., & Singh, S. (2015). Water Quality Assessment with Water Quality Indices. *International Journal of Bioresource Science*, 2(2), 85. <https://doi.org/10.5958/2454-9541.2015.00003.1>
- Strickland, J. D. H., & Parsons, T. R. (1972). *A Practical Handbook of Seawater Analysis* (2nd ed.). Fisheries Research Board of Canada.
- Sutadian, A. D., Muttill, N., Yilmaz, A. G., & Perera, B. J. C. (2016). Development of river water quality indices—a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(1), 58. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-5050-0>
- Swamee, P. K., & Tyagi, A. (2007). Improved Method for Aggregation of Water Quality Subindices. *Journal of Environmental Engineering*, 133(2), 220–225. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2007\)133:2\(220\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2007)133:2(220))
- Valbonesi, P., Profita, M., Vasumini, I., & Fabbri, E. (2021). Contaminants of emerging concern in drinking water: Quality assessment by combining chemical and biological analysis. *Science of The Total Environment*, 758, 143624. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143624>

- Venegas-González, D. A., Morales-Mora, E., Barrantes-Jiménez, K., Gómez-Ramírez, E., Fuentes-Schweizer, P., & Irías-Mata, A. (2023). Contaminación del agua del río Durazno, Costa Rica: más allá del índice Holandés de calidad del agua. *UNED Research Journal*, 15(1), e4339. <https://doi.org/10.22458/urj.v15i1.4339>
- World Health Organization. (2017). Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first addendum. <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>
- Xu, G., Li, P., Lu, K., Tantai, Z., Zhang, J., Ren, Z., Wang, X., Yu, K., Shi, P., & Cheng, Y. (2019). Seasonal changes in water quality and its main influencing factors in the Dan River basin. *CATENA*, 173, 131–140. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.10.014>
- Xu, J., Jin, G., Tang, H., Mo, Y., Wang, Y.-G., & Li, L. (2019). Response of water quality to land use and sewage outfalls in different seasons. *Science of The Total Environment*, 696, 134014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134014>
- Zhang, Z., Li, X., Ding, S., Jiang, H., Shen, J., & Xia, X. (2016). Multiresidue analysis of sulfonamides, quinolones, and tetracyclines in animal tissues by ultra-high performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Food Chemistry*, 204, 252–262. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2016.02.142>
- Zhen-Wu, B. Y. (2010). Índices de calidad del agua en la microcuenca de la quebrada Victoria, Guanacaste, Costa Rica (2007-2008). *UNED Research Journal*, 2(1), 45–61. <https://doi.org/10.22458/urj.v2i1.221>