

## Calidad del ecosistema urbano del río Torres, San José, Costa Rica: factores bióticos y abióticos

Virginia Alvarado-García<sup>1</sup> , Gabriela Pérez-Gómez<sup>1</sup>  & Paola Gastezzi-Arias<sup>1</sup> 

1. Universidad Estatal a Distancia, Vicerrectoría de Investigación, Laboratorio de Vida Silvestre y Salud, 2050 Sabanilla, San José, Costa Rica; valvaradog@uned.ac.cr, gperez@uned.ac.cr, pgastezzi@uned.ac.cr

Recibido 30-VI-2020 • Corregido 21-IX-2020 • Aceptado 16-X-2020

DOI: <https://doi.org/10.22458/urj.v12i2.3016>

**ABSTRACT. “Quality of the urban ecosystem around Río Torres, San José, Costa Rica: biotic and abiotic factors”**

**Introduction:** Tropical riparian ecosystems are poorly known and integrate abiotic and biotic factors in the landscape, defining ecological processes along the river.

**Objective:** To measure physical and biological indicators along a tropical river. **Methods:** Work was carried out in four Representative Zones of the Torres river during 2014 and 2015. At each site, the following were analyzed: a) soil loss; b) diversity of plants and vegetation cover; c) richness of birds; d) physicochemical and bacteriological parameters of the water. We worked with the Urban Ecosystem Quality Index of the Torres River (ICEURT) and the Water Quality Index (ICA-NSF). **Results:** A total of 365 plant species were identified, with the most diverse zone having 320 species. The coverage percentage ranged from 60% to 81% in the lower-middle part. Birds included 90 species in 28 families, 66% were residents; the highest bird richness in a zone was 55 species. The habitat quality was intermediate in all zones, with the middle part of the river having problems in bird and plant diversity; while, the lower part as low in plant richness. Water quality was medium to poor in all zones. All variables were zone-dependent ( $\chi^2=53,813$ ;  $p<0,05$ ). **Conclusions:** Ecosystem quality varied along the river, with generally medium to low values in biota and low values in water quality.

**Keywords:** quality index, ecosystem, urban, birds, soil, vegetation, water.

**RESUMEN. Introducción:** Los ecosistemas ribereños

tropicales son poco conocidos e integran factores abióticos y bióticos en el paisaje, definiendo los procesos ecológicos a lo largo del río. **Objetivo:** Medir indicadores físicos y biológicos a lo largo de un río tropical. **Métodos:**

Se trabajó en cuatro Zonas Representativas del río Torres durante 2014 y 2015. En cada sitio se analizó lo siguiente: a) pérdida de suelo; b) diversidad de plantas y cobertura vegetal; c) riqueza de aves; d) parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos del agua. Trabajamos con el Índice de Calidad del Ecosistema Urbano del Río Torres (ICEURT) y el Índice de Calidad del Agua (ICA-NSF). **Resultados:** Se

identificaron un total de 365 especies de plantas, siendo la zona más diversa 320 especies. El porcentaje de cobertura osciló entre el 60% y el 81% en la parte media-baja. Las aves incluyeron 90 especies en 28 familias, 66% eran residentes; la mayor riqueza de aves en una zona fue de 55 especies. La calidad del hábitat fue intermedia en todas las zonas, con la parte media del río con problemas en la diversidad de aves y plantas; mientras que la parte inferior tiene poca riqueza vegetal. La calidad del agua fue de media a mala en todas las zonas. Todas las variables fueron dependientes de la zona ( $\chi^2 = 53,813$ ;  $p < 0,05$ ).

**Conclusiones:** La calidad del ecosistema varió a lo largo del río, con valores generalmente medios a bajos en la biota y bajos en la calidad del agua.

**Conclusiones:** La calidad del ecosistema varió a lo largo del río, con valores generalmente medios a bajos en la biota y bajos en la calidad del agua.

**Conclusiones:** La calidad del ecosistema varió a lo largo del río, con valores generalmente medios a bajos en la biota y bajos en la calidad del agua.

**Conclusiones:** La calidad del ecosistema varió a lo largo del río, con valores generalmente medios a bajos en la biota y bajos en la calidad del agua.

**Conclusiones:** La calidad del ecosistema varió a lo largo del río, con valores generalmente medios a bajos en la biota y bajos en la calidad del agua.

**Conclusiones:** La calidad del ecosistema varió a lo largo del río, con valores generalmente medios a bajos en la biota y bajos en la calidad del agua.

**Conclusiones:** La calidad del ecosistema varió a lo largo del río, con valores generalmente medios a bajos en la biota y bajos en la calidad del agua.

**Conclusiones:** La calidad del ecosistema varió a lo largo del río, con valores generalmente medios a bajos en la biota y bajos en la calidad del agua.

**Conclusiones:** La calidad del ecosistema varió a lo largo del río, con valores generalmente medios a bajos en la biota y bajos en la calidad del agua.

**Palabras clave:** índice de calidad, ecosistema, urbano, aves, suelo, vegetación, agua.

Las ciudades son espacios donde se concentran actividades de producción, consumo, distribución e innovación. Desde la perspectiva ambiental, los planificadores de zonas urbanas ven a la ciudad como un consumidor de recursos y productor de desechos; la ciudad representa una amenaza para la naturaleza; mientras que, desde la perspectiva social, la ciudad es un sitio de conflicto en la distribución de los recursos, servicios y oportunidades (Rivas-Torres, 2005).

El modelo de urbanización actual favorece la concentración y homogenización del paisaje; con lo cual se dan procesos de fragmentación que inciden en la degradación de los ambientes naturales, la pérdida de diversidad biológica y la alteración en la estructura y función de los ecosistemas (Romero Vargas, Piedra Castro, Villalobos Chacón, Marín Monge, & Núñez Obando, 2011).

Los ecosistemas ribereños son unidades integradoras del paisaje, los cuales involucran procesos que permiten mantener las funciones ecológicas y los procesos biológicos a lo largo del cauce (Gutiérrez-Fonseca & Ramírez, 2016). Son sistemas complejos y dinámicos, y juegan un papel importante en el equilibrio y funcionalidad del ambiente urbano (Gastezzi-Arias, Alvarado-García, & Pérez-Gómez, 2017).

A pesar de que las actividades antrópicas han deteriorado las condiciones ambientales de los ecosistemas ribereños, esto ha permitido medir los impactos y ajustar las medidas necesarias para su conservación; a través de índices de calidad, los cuales se basan en diversos indicadores como la vegetación, las propiedades fisicoquímicas del agua, las comunidades biológicas y las características geomórficas. Esto permite contar con los insumos necesarios para la planificación y gestión del territorio (Escobar, 2006; Carrasco et al., 2014; López-Delgado, Vásquez-Ramos, Villa-Navarro, & Reinoso-Flores, 2015).

En Costa Rica, la calidad de la estructura y el funcionamiento de la mayoría de los ecosistemas acuáticos ha sido alterada. El hábitat disponible, en términos de calidad y cantidad, tiene un efecto directo sobre la estructura y composición de las comunidades biológicas residentes. Por ello, la implementación de un índice de evaluación de la calidad del hábitat es una forma de valorar el grado de alteración de éste; así como, caracterizar y clasificar los cauces de los ríos con base en su estado ecológico y su conservación (SINAC, 2013).

Existen varios métodos para evaluar de forma rápida y eficaz la condición biológica o de hábitat de los ecosistemas ribereños (Rodríguez-Téllez, Domínguez-Calleros, Pompa-García, Quiroz-Arratia, & Pérez López, 2012; López-Delgado et al., 2015). Se pueden mencionar algunos índices como, el Índice Calidad del bosque Ribereño (Munné, Prat, Sola, Bonada, & Rieradevall, 2003), el Índice de Hábitat Fluvial (Pardo et al., 2002), el Índice del Hábitat Ribereño (Raven et al., 1998); así como protocolos de Evaluación Biológica Rápida (Barbour, Gerritsen, Snyder, & Stribling, 1999). Esto permite que la información generada brinde los lineamientos para la toma de decisiones en cuanto al manejo integral de los ecosistemas acuáticos.

De esta manera, el objetivo consistió en evaluar la calidad del ecosistema urbano del río Torres, mediante índices biofísicos, para la determinación de la funcionalidad de los diferentes componentes ambientales estudiados

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Sitio de estudio:** La microcuenca del río Torres se ubica en el Valle Central de Costa Rica. Forma parte de la subcuenca del río Virilla, que, a su vez, pertenece a la cuenca del río Grande de Tárcoles, y finalmente, drena sus aguas al océano Pacífico. El río Torres nace en Rancho Redondo, Goicoechea y desemboca en el distrito La Carpio, en San José (Fallas Cordero, 2015). Se localiza específicamente entre las coordenadas 1101716 N, 481553 O y 1101419 N, 505585 O.



El cauce principal es de quinto orden, con una longitud de 34,76km (Fig. 1). Posee suelos del orden Andisoles y subórdenes tales como, Udands y Ustands. Su uso es principalmente urbano (59,40%), seguido por bosque secundario (21,49%), cultivos y pastos (14,81%), y suelo desnudo (4,31%). La precipitación anual oscila entre los 2 000 a 3 000mm; la temperatura promedio anual es de 20 °C y la humedad relativa media anual de 70% (Alvarado-García, 2020).

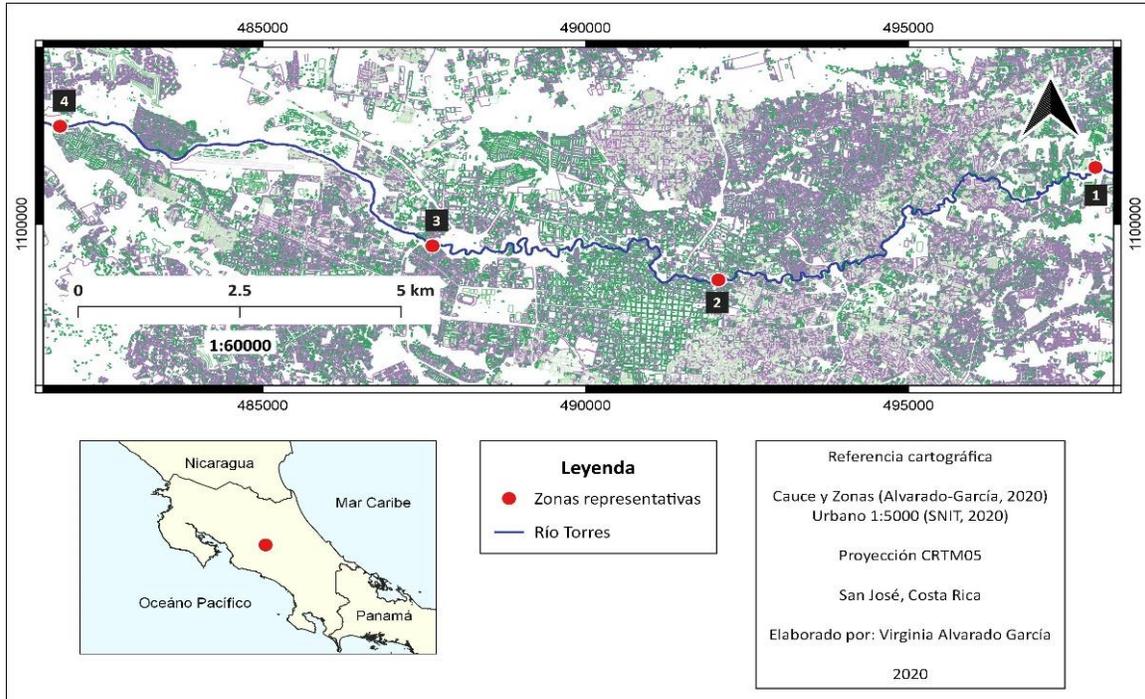


Fig.1. Ubicación de las zonas representativas, río Torres, Costa Rica.

Se trabajó en cuatro Zonas Representativas (ZR) o zonas de referencia con características similares que permitieron conocer la situación del río desde su nacimiento hasta su desembocadura. Estos sitios fueron seleccionados por homogeneidad de condiciones, accesibilidad y seguridad del investigador (Apéndice digital, cuadro 1). El estudio comprendió la parte alta (ZR1-Liceo de Mata de Plátano); la parte media (ZR2-Mariposario Spirogyra y ZR3- Parque Los Conejos); y la parte baja (ZR4-Planta Electrónica). Cada sitio comprendió un área de 1,6ha (800m paralelos al cauce, con un retiro de 10m a partir del margen del río); en total, se abarcó un total de 6,4ha. Los datos fueron tomados en época seca (febrero-abril), lluviosa (agosto-octubre) y transición (mayo-julio/noviembre-enero) del 2014 y 2015.

**Condiciones ambientales:** Se determinó la temperatura, la humedad relativa y el viento mediante un anemómetro. Los datos de precipitación fueron suministrados por el Instituto Meteorológico Nacional (IMN) y el Instituto Costarricense de Electricidad (ICE). Las estaciones meteorológicas utilizadas fueron: CIGEFI (84139), Aranjuez (84141), Aeropuerto Tobías Bolaños (84195) y Sabana Norte (84096).

**Variables biofísicas:** Previamente, se realizó una valoración visual del ambiente acuático para determinar los componentes y variables a tomar en cuenta. Estas fueron seleccionadas bajo los criterios que propone Escobar (2006), tales como, validez científica, existencia de datos, representación de la zona descrita, sensibilidad a cambios y medición directa. En cada ZR se analizaron cuatro componentes (suelo, aves, plantas y agua) y sus respectivas variables, las cuales

han sido implementadas en otras localidades como indicadores de calidad ambiental en zonas urbanas (Municipalidad de Curridabat, 2019).

**Pérdida de suelo:** A partir de la metodología de Castillo (2012), y Alvarado, Bermúdez, Romero y Piedra (2014), en cada ZR se instalaron parcelas de erosión de 4 x 2m delimitadas con fibras de geotextil no tejido (GT160 de 200gr/m<sup>2</sup>) insertadas en el suelo unos 10cm y a una altura de 30cm sobre el suelo. En la base de cada parcela se colocó una trampa de sedimentos, utilizando un geotextil tejido tipo Silt fence MacTex W2 40. Los sedimentos fueron recolectados en horas de la mañana y pesados *in situ* con una balanza de 10kg ± 25g. Posteriormente, fueron secados en un horno a 105°C y pesados en una balanza analítica. La pérdida de suelo se cuantificó a partir del peso seco de los sedimentos. Según el Decreto No. 23214 del MAG-MIRENEM (La Gaceta, 1994), se estableció la unidad de manejo, según su clase; además, se realizaron análisis de textura y materia orgánica, a partir de muestras a 20cm de profundidad; a la vez, que se obtuvo el dato de compactación, mediante un penetrómetro de mano.

**Cobertura vegetal y riqueza de plantas:** Se cuantificó a partir de la metodología de Lentijo y Kattan (2005). Con un densiómetro cóncavo se realizaron cuatro lecturas (una en cada punto cardinal) por sitio, en ambos márgenes del río y en dirección opuesta al cauce del río. Posteriormente, se obtuvo un promedio en cada ZR. Así mismo, se enlistó la vegetación de ribera, tomando en cuenta especies herbáceas, arbustivas, arbóreas, epífitas y trepadoras.

**Riqueza de aves:** en cada ZR se realizaron entre ocho y diez muestreos (37 en total); se colocaron seis redes de niebla de 12 x 2,6m, con un tamaño de haz de luz de 38mm, dispuestas de manera paralela al río. El período de actividad de cada red fue de 4 horas en la mañana (6:00 a 10:00) y 4 horas en la tarde (13:00 a 17:00), siguiendo el protocolo para uso de redes descrito por Ralph, Droege y Sauer (1995). Además, se realizaron observaciones en los mismos sitios de captura, en radios de al menos 50m (Ralph et al., 1995). Se utilizaron binoculares durante los tiempos de espera de actividad de las redes de niebla, para identificar un mayor número de aves, y así contabilizar especies que frecuentan el dosel y que por sus hábitos son difíciles de capturar. La captura de aves se realizó tanto para identificar la riqueza de especies, como para obtener datos de salud. Estos últimos serán publicados posteriormente.

**Parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos:** En cada ZR se midió *in situ*, la temperatura del agua, el pH, la conductividad, la salinidad, los sólidos totales disueltos, el oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación de oxígeno; mediante un multiparámetros Exttech EC500 y un Vernier LabQuest 2 con interfaz. Estas mediciones se hicieron por triadas de forma mensual. Adicionalmente, se tomaron muestras de agua de 100ml para análisis bacteriológicos (*Escherichia coli*, coliformes fecales y coliformes totales), tal como se establece Reglamento de Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales N° 33903-MINAE-S (La Gaceta, 2007).

**Índice de Calidad del Ecosistema Urbano del Río Torres (ICEURT):** El índice propuesto se basó en una valoración del ecosistema urbano del río Torres; el cual estuvo constituido por componentes (suelo, aves y plantas); y sus respectivas variables. Según Hernández-Guerrero (2015), grupos como el suelo y el agua son fundamentales a ser considerados en índices de calidad ambiental urbana. En este caso, se integró el componente de fauna y flora; en tanto que la calidad del agua se evaluó mediante otro índice más específico y el cual se detalla más adelante.

Cada variable se evaluó con una puntuación de 1 al 3 (1=mala, 2=media, 3=buena); a partir de rangos ya existentes o establecidos (Cuadro 1). Se asignó una valoración de acuerdo con la escala de medición de cada verificador; por lo que se hizo de manera independiente. Posteriormente, se realizó una sumatoria del puntaje total de las variables por ZR, y se clasificó según la escala del índice (4-6=Mala, 7-9=Media, 10-12=Buena).

## CUADRO 1

VARIABLES Y RANGOS UTILIZADOS EN LA CONSTRUCCIÓN DEL ICEURT

Componente	Variable biofísica	Valoración			Referencia
		1	2	3	
Suelo	Pérdida de suelo	> 50 ton/ha	10 a 50 ton/ha	< 10 ton/ha	Portuguez, 2015
Aves	Riqueza de especies	≤ 39	40 a 78	≥ 79	Trujillo-Acosta, Peraza-Estrella, Marina-Hipólito, Feoli Boraschi, 2016
Plantas	Riqueza de especies	≤ 255	256 a 510	≥ 511	MINAE-GEF-PNUD, 2019
	Cobertura vegetal	≤ 33	34 a 66	≥ 67	La Gaceta, 1996

Los rangos para el componente “plantas” fueron estimados; a partir de una ponderación, donde el dato real fue equivalente al 100% y cada categoría representó el 33,33%. De acuerdo con la Ley Forestal 7575 (La Gaceta, 1996), se debe mantener un 100% de cobertura vegetal en las zonas de protección del río. En este caso el dato real debe ser 100% del área cubierta; por lo que, el primer tercio se consideró como mala, el segundo como media, y el tercero como buena. Para el caso de diversidad de plantas, se tomó como referencia un inventario realizado en el Corredor Biológico Interurbano María Aguilar (CBIMA), donde se registró un total de 765 especies (MINAE-GEF-PNUD, 2019), tomando ese dato real como un 100%, la tercera parte correspondió a 255 especies (Cuadro 1).

**Índice de Calidad del Agua (ICA-NSF):** Para el análisis de los datos de calidad del agua, se utilizó el índice de la Fundación Nacional de Saneamiento (National Sanitation Foundation) (Oram, 2013). Se omitieron los siguientes parámetros: turbidez, nitratos, fosfatos y DBO. La calidad del agua se clasificó en: Excelente (90-100), Buena (70-90), Media (50-70), Mala (25-50), Muy Mala (0-25).

**Análisis estadístico:** Los datos se analizaron con estadística descriptiva. Para verificar la independencia de las variables se utilizó el complemento XLStatistics (Carr, 2017) para realizar una prueba de Chi cuadrado de contingencia, así como pruebas de Kruskal-Wallis para analizar diferencias entre las variables. Además, se utilizó el programa PAST 3,25 (Hammer, Harper, & Ryan, 2001) para determinar diferencias entre las ZR, mediante un análisis de similitud de Morisita.

## RESULTADOS

La parte alta (ZR1) mostró valores promedio de intensidad de lluvia mayores que la parte media baja (23,3mm/h y 18,9mm/h, respectivamente); en cuanto a la temperatura y la velocidad del viento, la parte baja (ZR4) reportó los valores promedio más altos, con 28°C y 2,7km/h, respectivamente. La humedad relativa se mantuvo uniforme en todos los sitios con rangos entre el 56-65%.

**Pérdida del suelo:** La mayor tasa de erosión se dio en la ZR3, hasta cuatro veces superior que los demás; esto lo categoriza como altamente erosionable; en tanto que, los restantes mostraron valores menores a 15ton/ha/año. En la ZR4, se evidenció una granulometría arenosa, con buen drenaje y se registró niveles bajos de compactación, en relación con los demás. De todos los sitios, la parte baja evidenció severas limitaciones de uso, por lo que se permite el manejo forestal en caso de cobertura boscosa o en su defecto, a regeneración natural; en tanto que, la parte alta se restringe para pastoreo o manejo de bosque natural (Cuadro 2).

## CUADRO 2

Caracterización y uso del suelo en las zonas representativas, río Torres, Costa Rica.

Parámetros	ZR1	ZR2	ZR3	ZR4
Textura	franco arenosa	franco arcillo arenosa	franco arcillo arenosa	franco arcillo arenosa
Compactación (kg/cm <sup>2</sup> )	0,75	1,5	2,0	2,0
Materia orgánica (%)	5,99	3,30	3,32	3,45
Clase	5 (pastoreo o manejo de bosque natural)	6 (producción forestal, cultivos permanentes)	6 (producción forestal, cultivos permanentes)	7 (manejo forestal o regeneración natural)
Unidad de manejo	V e <sub>1</sub> S <sub>2</sub> 4 C <sub>1</sub>	VI e <sub>1</sub> 2 S <sub>1</sub> 2 3 5 d <sub>1</sub>	VI e <sub>1</sub> 2 S <sub>2</sub> 5 d <sub>1</sub>	VII e <sub>1</sub> 2 S <sub>1</sub> 2 3 d <sub>1</sub> C <sub>2</sub>

El sector de Mata de Plátano (ZR1) presentó una pendiente moderadamente ondulada (15%), con una profundidad efectiva alta (>120cm) y abundante materia orgánica. La vegetación ribereña fue sobre todo arbórea y arbustiva, con presencia de especies pioneras. En la parte media (ZR2 y ZR3) se presentó un relieve fuertemente ondulado (40-50%); ambos sitios fueron tacotales con árboles aislados y bosque secundario en regeneración; la profundidad efectiva se vio limitada por la presencia de piedras en Spirogyra (ZR2); mientras que, en Conejos (ZR3) se vio beneficiada por la presencia de materia orgánica. El sector bajo (ZR4) presentó una pendiente escarpada (52%), con poca profundidad efectiva (<60cm); las raíces se encontraron en niveles superiores y predominaron las pasturas naturales.

**Riqueza de plantas:** Se registró un total de 365 especies vegetales, mayoritariamente nativas (85%), pertenecientes a 103 familias; donde las más abundantes fueron Asteraceae, Fabaceae, Poaceae y Solanaceae. Algunos representantes de estas fueron: *Conyza bonariensis*, *Montanoa hibiscifolia*, *Erythrina costaricensis*, *Mimosa pudica*, *Melinis minutiflora*, *Solanum torvum* y *Cestrum nocturnum*, las cuales compartieron todos los sitios. La ZR1 fue la más diversa, con 320 especies, seguida por la ZR3 con 257, la ZR4 con 211, y finalmente la ZR2, con 127 especies. Por otro lado, el porcentaje de cobertura osciló entre 60% (ZR4) y 81% (ZR3) en la parte media-baja, en tanto que, fue similar en la parte media-alta (ZR1 con 77% y ZR2 con 75%).

Abundaron especies de tipo herbáceo (44%); en tanto que, las epífitas y trepadoras fueron poco comunes (6% y 2%, respectivamente). Todos los sitios registraron un porcentaje alto de estructura basal, el cual varió desde un 46% en la ZR1 hasta un 55% en la ZR4 (Fig. 2). La mayoría de los sitios mantuvo una composición H-A-S (herbácea > árbol > arbusto); excepto la ZR1, la cual fue H-S-A (herbácea > arbusto > árbol). A pesar de ello, el porcentaje de especies de porte medio y alto fue similar en todos los sitios (44% en promedio).

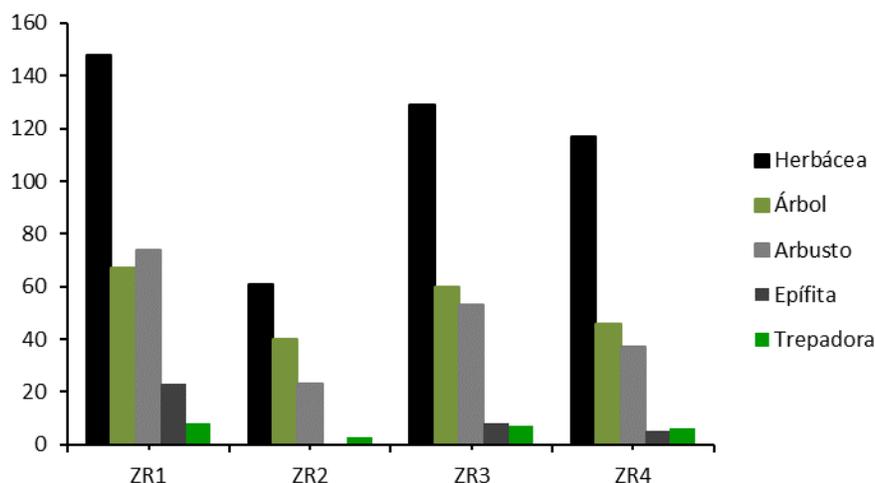


Fig.2. Cantidad de plantas según hábito en las zonas representativas, río Torres, Costa Rica.

Las epífitas mostraron mayor presencia en la parte alta con 23 especies (un ejemplo de ellas fue: *Encyclia ceratistes* y *Columna linearis*), un dato elevado respecto a 8 y 10 especies, en las otras ZR. Las especies trepadoras fueron minoría a lo largo de todo el río, donde no superó las 10 especies en ninguna ZR. Las trepadoras que estuvieron presentes en las cuatro ZR fueron: *Gonolobus edulis*, *Pseudogynoxys chenopodioides* y *Passiflora adenopoda*.

**Riqueza de aves:** Se registraron 90 especies, pertenecientes a 28 familias; el 66% de especies fueron residentes, el 30%, migratorias y tres especies que poseen un estatus migratorio parcial o migratorio residente (M/R) (Apéndice digital, cuadro 2). La mayor riqueza de especies de aves se registró en la ZR1 con 55 especies distribuidas en 19 familias; seguido de una importante disminución en la parte media (ZR2 y ZR3) con 36 especies en ambos sitios, con 17 y 16 familias respectivamente; y una tendencia al incremento con 49 especies, distribuidas en 24 familias en la parte baja (Cuadro 3).

**ICEURT:** El índice evidenció una calidad media en todas las ZR. La parte alta obtuvo la mejor puntuación, con un punto por encima del resto. La parte media presentó la mayor tasa de erosión y la menor diversidad de aves; mientras que, la parte baja (ZR4), la menor cobertura vegetal (Cuadro 3). Se puede notar que, de todos los sitios evaluados, la ZR2 fue la que obtuvo en dos ocasiones un puntaje malo (1).

**Parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos:** La ZR3 registró valores bajos en oxígeno disuelto (<5mg/L) y altos en sólidos totales (>200mg/L), conductividad (>300μS/cm) y salinidad (>150ppm). La ZR2, por su parte, reportó un pH más alcalino (<9), respecto al resto; mientras que, la temperatura fue más cálida en la parte media-baja (22°C). En términos bacteriológicos, la ZR1 registró el valor más alto de coliformes fecales (>20 000NMP/100ml) y *E. coli* (>16 000NMP/100 ml); en tanto que, la ZR4, reportó valores mayores de coliformes totales (>65 000NMP/100ml) (Apéndice digital, cuadro 3).

**Índice ICA-NSF:** Según la escala de clasificación del índice, la calidad del agua por ZR fue: ZR1= 47 (mala), ZR2= 49 (mala), ZR3= 50 (media) y ZR4= 53 (media). Se obtuvo una calidad media a mala en todos los sitios.

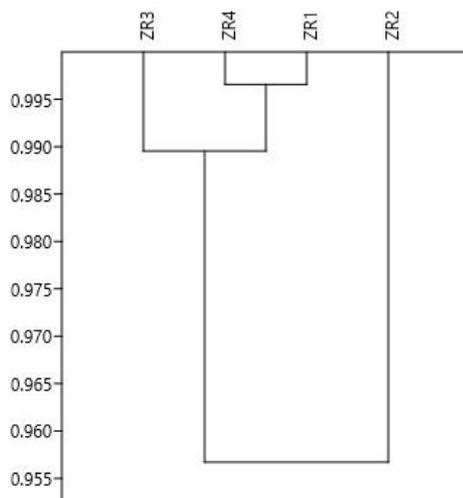
### CUADRO 3

Puntaje del ICEURT por zonas representativas, río Torres, Costa Rica.

Zona Representativa	Tasa de Erosión (ton/ha/año)	Especies de Aves	Especies de Plantas	Cobertura Vegetal (%)	(ICEURT)
ZR1	12 <sup>(2)</sup>	55 <sup>(2)</sup>	320 <sup>(2)</sup>	77 <sup>(3)</sup>	Media <sup>(9)</sup>
ZR2	9 <sup>(3)</sup>	36 <sup>(1)</sup>	127 <sup>(1)</sup>	75 <sup>(3)</sup>	Media <sup>(8)</sup>
ZR3	38 <sup>(2)</sup>	36 <sup>(1)</sup>	257 <sup>(2)</sup>	81 <sup>(3)</sup>	Media <sup>(8)</sup>
ZR4	8 <sup>(3)</sup>	49 <sup>(2)</sup>	211 <sup>(1)</sup>	60 <sup>(2)</sup>	Media <sup>(8)</sup>

Puntaje ICEURT: Calidad mala <sup>(4-6)</sup>, Calidad media <sup>(7-9)</sup>, Calidad buena <sup>(10-12)</sup>

De acuerdo con los componentes evaluados (y sus respectivas variables), el índice de similitud de Morisita reportó un coeficiente de correlación de 0,93 y dos grupos bien definidos: A (ZR1 + ZR4 + ZR3) y B formado por ZR2 quien se muestra diferente al resto (Fig. 3). No obstante, todos los sitios fueron altamente similares entre sí (<92%) en cuanto a las variables estudiadas. Los sitios con mayor similitud fueron ZR1 y ZR4 (99%).



**Fig.3.** Dendrograma de acuerdo con el análisis de similitud de Morisita para los cuatro componentes evaluados en las zonas representativas, río Torres, Costa Rica. Grupo A (ZR1 + ZR4 + ZR3) y B (ZR2).

El análisis de Kruskal-Wallis permitió corroborar que las variables: tasa de erosión ( $KW:20,90$ ;  $p<0,05$ ), riqueza de aves ( $KW:10,69$ ;  $p<0,05$ ), diversidad de plantas ( $KW:36,58$ ;  $p<0,05$ ) y cobertura vegetal ( $KW:35,15$ ;  $p<0,05$ ) fueron diferentes en cada ZR. Cada variable analizada reflejó dependencia con respecto al sitio ( $X^2=53,813$ ;  $p<0,05$ ).

En cuanto a las propiedades fisicoquímicas del agua, el análisis de Kruskal-Wallis corroboró que no hubo diferencias significativas en cuanto al oxígeno disuelto ( $KW:2,4$ ;  $p>0,05$ ), porcentaje de saturación de oxígeno ( $KW:3,3$ ;  $p>0,05$ ), sólidos totales ( $KW:7,24$ ;  $p>0,05$ ), conductividad ( $KW:5,84$ ;  $p>0,05$ ) y salinidad ( $KW:7,41$ ;  $p>0,05$ ); mientras que, la temperatura ( $KW:19,44$ ;  $p<0,05$ ) y el pH ( $KW:18,03$ ;  $p<0,05$ ) si fueron diferentes.

## DISCUSIÓN

La matriz urbana de la microcuenca del río Torres comprende más del 50% de su área (Alvarado-García, 2020); sin embargo, aún existen zonas de resguardo y conservación de la cobertura vegetal, las cuales proporcionan espacios de refugio, alimentación y territorio para muchas especies de flora y fauna (Trujillo-Acosta, Peraza-Estrella, Marina-Hipólito, & Feoli-Boraschi, 2016). Las aves, por ejemplo, son excelentes bioindicadores de salud del ecosistema (Parra Ochoa, 2014), por lo que, la relación entre las aves y su hábitat permite evidenciar los impactos generados por el ser humano; además, la estructura y composición de la vegetación, así como el porcentaje de cobertura del dosel, han demostrado una alta correlación con la riqueza y abundancia de aves en los ecosistemas (Sáenz, Villatoro, Ibrahim, Fajardo, & Pérez, 2006; Bojorges-Baños & López-Mata, 2006).

La vegetación ribereña representa un espacio de refugio ante depredadores, radiación solar y anidación; mientras que, la diversidad de plantas le permite una mayor gama y acceso al recurso alimenticio, y contribuye a un mayor éxito reproductivo (Estrada & Sánchez, 2012; Altamirano et al., 2012). Además, una mayor diversidad de plantas y estratificación vegetal ofrece diversos nichos para las aves, lo cual contribuye a la polinización y dispersión de semillas en el sitio (Estrada & Sánchez, 2012), favorece la restauración pasiva y posibilita que los ecosistemas se recuperan progresivamente (Vásquez Osorio, 2017).

La ZR1 y la ZR4 registraron una alta diversidad de plantas y aves, lo cual está directamente relacionado. Caso contrario, sucedió en la parte media, donde la disponibilidad de recursos para las aves disminuyó y con ello, la diversidad de especies. La ZR2, específicamente, mostró una menor riqueza de especies vegetales, y se observó una mayor presencia de especies exóticas, que, aunque no ofrecen cuantiosos recursos alimenticios para las aves residentes, funcionan como zonas de paso y conectividad de la fauna urbana (Estrada & Sánchez, 2012; Altamirano et al., 2012).

A pesar de que la ZR3 reportó una riqueza y cobertura vegetal mayor que en ZR2, fue en dicha zona donde se registró la mayor cantidad de pérdida de suelo, debido principalmente a las propiedades físicas del terreno, una baja profundidad efectiva y una mayor susceptibilidad a la erosión (Alvarado-García, 2016; Alvarado-García & Zúñiga-Amador, 2018). Esto se pudo comprobar indirectamente, ya que la composición de las especies vegetales en este sitio fue sobre todo de hábito herbáceo, con sistemas radiculares aptos para penetrar terrenos compactados. En terrenos arenosos o arcillosos, la intensidad de la lluvia supera la velocidad de infiltración y se produce escorrentía; cuando ésta tiene alta capacidad de transporte es capaz de arrastrar elementos finos y gruesos (Almoza, Medina, Schiettecatte, Ruiz, & Leal, 2007). En la parte alta (ZR1) y baja (ZR4), la presencia de vegetación amortiguó el impacto de las gotas de lluvia y favoreció a una mayor infiltración y disminución de la tasa de erosión.

Otro componente evaluado fue el recurso hídrico, vital para la conservación y preservación de la vida en el planeta. A pesar de eso, una gran mayoría de ríos de la Gran Área Metropolitana están severamente contaminados (Calvo-Brenes & Mora Molina, 2012). Estudios realizados en el Valle Central muestran que el grado de contaminación en el río Torres es muy severo (Calvo-Brenes & Mora-Molina, 2007; Guevara & Herrera-Murillo, 2012; Calvo-Brenes, 2013) y se mantiene con esta condición prácticamente, durante todo el año (Calvo-Brenes & Mora Molina, 2012). En este estudio, la calidad del agua del río Torres, osciló entre media y mala; esto concuerda con el estudio de Olguín, González-Portela, Sánchez-Galván, Zamora-Castro y Owen (2010) en la subcuenca del río Sordo, México, donde la mala calidad del agua y su deterioro, responden al urbanismo.

La mayoría de los parámetros fisicoquímicos reportados en este estudio fueron similares a otras investigaciones realizadas en el río Torres y microcuencas cercanas, lo cual evidencia un aumento exponencial en los niveles de contaminación de los ríos urbanos, y no así, en un



mejoramiento de la calidad del agua. Por ejemplo, la temperatura, el oxígeno disuelto y el pH fueron consistentes con los valores reportados por Guevara y Herrera Murillo (2012), y Herrera, Rodríguez, Rojas, Herrera y Chaves (2013) en el río Torres. Por otra parte, el porcentaje de saturación de oxígeno, el pH, los sólidos totales, la temperatura y las coliformes totales, fueron similares al estudio realizado por Mena-Rivera, Salgado-Silva, Benavides-Benavides, Coto-Campos y Swinscoe (2017) en el río Burío; en tanto que, el pH y los sólidos totales fueron semejantes con los obtenidos en la subcuenca del río Virilla (Mena-Rivera et al., 2018).

Así mismo, los valores de sólidos totales y coliformes fecales obtenidos en este estudio, no fueron los adecuados para la conservación de la vida acuática y la estabilidad de los ecosistemas, según la legislación nacional (La Gaceta, 2007). Por otro lado, el oxígeno disuelto se mantuvo dentro del rango permitido (>5,0mg/L) para garantizar la supervivencia de las comunidades biológicas (Pérez-Castillo & Rodríguez, 2008; Mena-Rivera, Salgado-Silva, Benavides-Benavides, Vega-Guzmán, & Coto-Campos, 2015); a excepción de la ZR3, donde se reflejó una disminución del parámetro, producto de las actividades antrópicas (Kannel, Lee, Lee, Kanel, & Khan, 2007).

El oxígeno disuelto es uno de los parámetros más importantes, por ser un factor limitante y fundamental para la vida de los organismos acuáticos y sus procesos fisiológicos. La contaminación del agua y el oxígeno disuelto están estrechamente relacionados (Banjara, Singh, & Banjara, 2019). Por lo general, un aumento en la contaminación, producto de actividades agropecuarias, erosión o asentamientos humanos; involucra un incremento en la turbidez del agua y con ello, un crecimiento algal acelerado. Esto produce cambios fisicoquímicos y biológicos en el agua y favorece a la eutrofización. Además, incrementa la temperatura y la conductividad y ocasiona efectos adversos a los organismos acuáticos de manera permanente (Tadesse, Tsegaye, & Girma, 2018; Dunea et al., 2020).

De acuerdo con Ríos-Tobón, Agudelo-Cadavid y Gutiérrez-Builes (2017), y Araya-Ulloa y Calvo-Brenes (2017), la presencia o aumento de microorganismos en el agua surge por efecto directo o indirecto de cambios relacionados con las actividades antrópicas. El manejo agropecuario y la disposición inadecuada de aguas residuales favorecen la contaminación del recurso hídrico y afectan la calidad microbiológica de las fuentes de agua; además, existe una correlación positiva entre la densidad poblacional y el contenido en coliformes fecales (Calvo-Brenes & Mora Molina, 2012), tal como se reportó en este estudio. Finalmente, en la parte alta (ZR1) hubo un aumento considerable en los niveles de *E. coli*, lo cual pudo deberse al uso agropecuario en la zona.

Por otro lado, el pH se ajustó a los niveles permitidos (6,5-8) en la reglamentación nacional (La Gaceta, 2007); a excepción de la ZR2, donde se observó un aumento considerable en el pH, posiblemente producto del aporte de aguas residuales cercanas (Pérez-Castillo & Rodríguez, 2008; Abril Saltos, Rodríguez Badillo, Sucoshañay Villalba, & Bucaram Visuma, 2017).

El hábitat ribereño es un elemento clave para el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. Por ello, varios autores concuerdan en su uso para evaluar la calidad del ambiente ribereño. Se ha utilizado para analizar la calidad ambiental del área urbana, a partir de variables ambientales definidas mediante valoración visual del agua, aire y suelo (Hernández-Guerrero, 2015); para evaluar las funciones ambientales que cumplen los ecosistemas ribereños, como herramientas para la planificación y gestión del territorio (Carrasco et al., 2014); para evaluar la vulnerabilidad de los hábitats ribereños (Fernández, 2012), realizar diagnósticos (López-Delgado et al., 2015) y promover su restauración ecológica (Vargas Solano, 2017).

El Índice de Calidad del Ecosistema Urbano del Río Torres (ICEURT) mostró una visión integral de las zonas estudiadas; a la vez, permitió la evaluación de las interacciones entre cada componente con su entorno. Si bien el índice reportó una calidad similar para todas las ZR, el comportamiento de cada variable fue diferente, dependiendo del sitio analizado. Queda claro que hay sitios más susceptibles a la erosión (ZR3) o a la disponibilidad de recursos (ZR2), por lo que,



sobre esa línea de acción se deben implementar medidas más acordes con los problemas o limitaciones identificadas. La presencia de cobertura vegetal en las áreas ribereñas mejora las características del suelo, la estructura del bosque y la diversidad avifaunística (Alvarado-García & Zúñiga-Amador, 2018; Trujillo-Acosta et al., 2016); sin embargo, es imprescindible complementar con análisis fisicoquímicos del agua para tener una visión integral del ecosistema (Fernández, 2012) y poder brindar soluciones integrales de forma asertiva.

La propuesta y aplicación del ICEURT resalta la importancia de algunos componentes esenciales en el río Torres, que son clave para el mantenimiento de la funcionalidad y estructura del ecosistema acuático. Se espera que, a través de esta investigación, se puedan intervenir, prevenir y/o mitigar los espacios evaluados, de acuerdo con las necesidades intrínsecas de cada sitio. Si bien, el río Torres presenta un flujo continuo de trama verde, se debe priorizar el uso de especies vegetales nativas, de diferente porte, que garanticen el establecimiento y permanencia de éstas y otras especies de flora y fauna urbana; a la vez, que favorezcan otros servicios ecosistémicos, el mejoramiento de las propiedades del suelo y de la calidad del agua. Por ello, se resalta la necesidad del uso del ICEURT para futuras investigaciones, con modificaciones en las variables seleccionadas.

### **AGRADECIMIENTOS**

Extendemos nuestro agradecimiento a la Universidad Estatal a Distancia por el aval para llevar a cabo este proyecto; así como a la Planta Hidroeléctrica Electriona, al Liceo de Mata de Plátano, al mariposario Spirogyra, al Instituto Costarricense de Electricidad, al Instituto Meteorológico Nacional de Costa Rica, al Centro de Investigaciones Agronómicas de la Universidad de Costa Rica y a Sergio Quesada Acuña, por su colaboración.

### **ÉTICA, CONFLICTO DE INTERESES Y DECLARACIÓN DE FINANCIAMIENTO**

Los autores haber cumplido con todos los requisitos éticos y legales pertinentes, tanto durante el estudio como en el manuscrito; que no hay conflictos de interés de ningún tipo, y que todas las fuentes financieras se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. Asimismo, están de acuerdo con la versión editada final del documento. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

La contribución de los autores es como se detalla a continuación: V.A.G., G.P.G.: Adquisición de fondos; recolección y análisis de datos; redacción, revisión y edición del manuscrito. P.G.A.: Recolección de datos; redacción y revisión del manuscrito final.

## REFERENCIAS

- Abril Saltos, R. V., Rodríguez Badillo, L. M., Sucoshañay Villalba, D. J., & Bucaram Visuma, E. M. (2017). Caracterización preliminar de calidad de aguas en subcuenca media del río Puyo. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 38(2), 59-72.
- Almoza, Y., Medina, H., Schiettecatte, W., Ruiz, M. E., & Leal, Z. (2007). Análisis de la relación temporal entre los valores de precipitación mensual y gastos en la subcuenca La Güira del río Cuyaguaje. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 16(4), 88-94.
- Altamirano, T. A., Ibarra, J. T., Hernández, F., Rojas, I., Laker, J., & Bonacic, C. (2012). *Hábitos de nidificación de las aves del bosque templado andino de Chile*. Santiago, Chile: Editorial Maval.
- Alvarado-García, V. (2016). La vegetación como factor de control de la erosión. *Repertorio Científico*, 19(1), 13-17.
- Alvarado-García, V. (2020). *Modelación hidrológica del río Torres, San José, Costa Rica y su variación con respecto al cambio climático*. (Tesis de Maestría). Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Turrialba, Costa Rica.
- Alvarado, V., Bermúdez, T., Romero, M., & Piedra, L. (2014). Plantas nativas para el control de la erosión en taludes de ríos urbanos. *Spanish Journal of Soil Science*, 4(1), 99-111.
- Alvarado-García, V., & Zúñiga-Amador, M. A. (2018). Vegetación nativa como factor de control de erosión y restauración ecológica, San José, Costa Rica. *Revista La Calera*, 19(30), 39-47. DOI: 10.5377/calera.v18i30.7738
- Araya-Ulloa, A., & Calvo-Brenes, G. (2017). Diagnóstico sobre la vulnerabilidad ecológica y calidad del agua en la quebrada La Central, Pacayas de Alvarado, Costa Rica. *Tecnología en Marcha* 30(3), 48-58.
- Banjara, B., Singh, R. K., & Banjara, G. P. (2019). A study on physico chemical parameters of river, urban and rural ponds of Raipur district. *International Journal of Development Research*, 9(1), 24986-24989.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. Washington DC, Estados Unidos: U.S. Environmental Protection Agency.
- Bojorges-Baños, J. C., & López-Mata, L. (2006). Asociación de la riqueza y diversidad de especies de aves y estructura de la vegetación en una selva mediana subperennifolia en el centro de Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 77,(2) 235-249.
- Calvo-Brenes, G. (2013). *Modelo de predicción de la calidad del agua en ríos basado en índices e indicadores del recurso hídrico y el entorno socio ambiental*. (Tesis doctoral). DOCINADE. San José, Costa Rica.
- Calvo-Brenes, G., & Mora Molina, J. (2012). Contaminación fecal en varios ríos de la Gran Área Metropolitana y la Península de Osa. *Tecnología en Marcha*, 25(4), 33-39.
- Calvo-Brenes, G., & Mora-Molina, J. (2007). Evaluación y clasificación preliminar de la calidad del agua de la cuenca del río Tárcoles y el Reventazón Parte I: Análisis de la contaminación de cuatro ríos del área metropolitana. *Tecnología en Marcha* 20(2), 1-7.
- Carr, R. (2017). *XLStatistics: Excel workbooks for statistical analysis*. Versión 17-02-16. Recuperado de <https://www.deakin.edu.au/individuals-sites/?request=~rodneyc/XLStatistics>.
- Castillo, M. (2012). *Determinación y cuantificación de la tasa de erosión en un ciclo del cultivo de papa en la zona de Pacayas de Alvarado, Cartago*. (Tesis de Licenciatura). Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica.
- Carrasco, S., Hauenstein, E., Peña-Cortés, F., Bertrán, C., Tapia, J., & Vargas-Chacoff, L. (2014). Evaluación de la calidad de vegetación ribereña en dos cuencas costeras del sur de Chile mediante la aplicación del índice QBR, como base para su planificación y gestión territorial. *Revista Gayana Botánica*, 71(1), 1-9.



- Dunea, D., Bretcan, P., Tanislav, D., Serban, G., Teodorescu, R., Iordache, S., Petrescu, N., & Tuchi, E. (2020). Evaluation of Water Quality in Ialomita River Basin in Relationship with Land Cover Patterns. *Water*, 12(2), 735. DOI: 10.3390/w12030735
- Escobar, L. (2006). Indicadores sintéticos de calidad ambiental: un modelo general para grandes zonas urbanas. *Revista eure*, 32(96), 73-98.
- Estrada, A., & Sánchez, J. E. (2012). *Árboles y arbustos de importancia para las aves del Valle Central de Costa Rica*. Heredia, Costa Rica: INBio.
- Fallas Cordero, N. M. (2015). *Mapas de susceptibilidad al deslizamiento en las microcuencas de los ríos Torres y Tibás, Costa Rica*. (Tesis de Licenciatura). Instituto Tecnológico de Costa Rica (TEC), Cartago, Costa Rica.
- Fernández, R. (2012). Uso del Índice "QBR" para Evaluación del Riesgo Geoambiental del Tramo Sur del Arroyo El Tejar. Departamento Monteros. Provincia de Tucumán. República Argentina. *Ciencia*, 7(25), 153-165.
- Gastezzi-Arias, P., Alvarado-García, V., & Pérez-Gómez, G. (2017). La importancia de los ríos como corredores interurbanos. *Biocenosis*, 31(1-2), 39-45.
- Guevara, D., & Herrera-Murillo, J. (2012). *Informe de la calidad de aguas superficiales del cantón de San José: año 2012*. Programa de Cooperación UNA-MSJ. Programa Agenda Verde San José. Universidad Nacional y Municipalidad de San José.
- Gutiérrez-Fonseca, P. E., & Ramírez, A. (2016). Evaluación de la calidad ecológica de los ríos en Puerto Rico: principales amenazas y herramientas de evaluación. *Revista Hidrobiológica*, 26(3), 433-441.
- Hammer, Ø., D. A. T., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontología Electrónica*, 4(1), 1-9.
- Hernández-Guerrero, J. (2015). Valoración visual de la calidad ambiental del área urbana de Querétaro, México: la compleja sencillez de valorar el entorno urbano. *Revista de Geografía Norte Grande*, 61, 45-64.
- Herrera, J., Rodríguez, S., Rojas, J. F., Herrera, E., & 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), 51-62. DOI: 10.15359/rca.45-1.5
- Kannel, P. R., Lee, S., Lee, Y., Kanel, S. R., & Khan, S. P. (2007). Application of water quality indices and dissolved oxygen as indicators for river water classification and urban impact assessment. *Environmental Monitoring Assessment*, 132, 93-110. DOI: 10.1007/s10661-006-9505-1
- La Gaceta. (1994). Metodología para la determinación de la capacidad de uso de las tierras de Costa Rica. Decreto No. 23214-MAG-MIRENEM, San José, Costa Rica: Imprenta Nacional.
- La Gaceta. (1996). Ley Forestal No. 7575. Alcance No. 21 a La Gaceta No. 72, San José, Costa Rica: Imprenta Nacional.
- La Gaceta. (2007). Reglamento para la Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpo de Agua Superficiales Nº 33903-MINAE-S, San José, Costa Rica: Imprenta Nacional.
- Lentijo, G.M., & Kattan, G. (2005). Estratificación vertical de las aves en una plantación monoespecífica y en un bosque nativo en la cordillera central de Colombia. *Ornitología Colombiana*, 3, 51-61.
- López-Delgado, E., Vásquez-Ramos, J., Villa-Navarro, F., & Reinoso-Flores, G. (2015). Evaluación de la calidad del bosque de ribera, utilizando un método simple y rápido en dos ríos de bosque seco tropical (Tolima, Colombia). *Revista Tumbaga*, 1(10), 6-29.
- Mena Rivera, L., Salgado Silva, V., Benavides Benavides, C., Vega Guzmán, I., & Coto Campos, J. (2015). Comportamiento del oxígeno disuelto en el río Burío-Quebrada Seca, Heredia. En Alfaro Rodríguez, J., Blanco Peña, K. & Morera



- Beita, C. (Eds.). *Programa Observatorio Ambiental-UNA: indicadores ambientales 2015* (pp. 13-20). Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Mena-Rivera, L., Salgado-Silva, V., Benavides-Benavides, C., Coto-Campos, J. M., & Swinscoe, T. (2017). Spatial and Seasonal Surface Water Quality Assessment in a Tropical Urban Catchment: Burío River, Costa Rica. *Water*, 9(558), 1-12. DOI: 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(845), 1-16. DOI: 10.3390/w10070845
- MINAE-GEF-PNUD. (2019). *Diagnóstico multidimensional del Corredor Biológico Interurbano María Aguilar*. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, San José, Costa Rica.
- Municipalidad de Curridabat. (2019). *Sistema de monitoreo de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas en el cantón de Curridabat*. San José, Costa Rica. DOI: 10.13140/RG.2.2.18993.33127
- Munné, A., Prat, N., Sola, C., Bonada, N., & Rieradevall, M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(2), 147-163.
- Olguín, E. J., González-Portela, R. E., Sánchez-Galván, G., Zamora-Castro, J. E., & Owen, T. (2010). Contaminación de ríos urbanos: El caso de la subcuenca del río Sordo en Xalapa, Veracruz, México. *Revista Latinoamericana de Biotecnología Ambiental y Algal*, 1(2), 178-190.
- Oram, B. (2013). *Monitoring the Quality of Surface Waters (WQI Calculator)*. Recuperado de: <https://water-research.net/index.php/water-treatment/water-monitoring/monitoring-the-quality-of-surfacewaters>
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, S., Bonada, N., Alba-Cuellar, J., Moyà, G., Prat, N., Robles, S., Suárez, M. L., Toro, M., & Vidal-Abarca, M. R. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21(3-4), 115-133.
- Parra Ochoa, E. (2014). Aves silvestres como bioindicadores de contaminación ambiental y metales pesados. *CES Salud Pública*, 5(1), 59-69.
- Pérez-Castillo, A. G., & Rodríguez, A. (2008). Índice fisicoquímico de la calidad de agua para el manejo de lagunas tropicales de inundación. *Revista de Biología Tropical* 56(4), 1905-1918.
- Portuguez, D. M. (2015). Estimación de la pérdida de suelos por erosión hídrica en la cuenca del río Sigüas utilizando geoinformática. *Anales Científicos*, 76(2), 324-329. DOI: 10.21704/ac.v76i2.797
- Ralph, C. J., Droege, S., & Sauer, J. R. (1995). Managing and monitoring birds using point counts: standards and applications. En Ralph, C. J., Sauer, J. R., & Droege, S. (ed). *Monitoring Bird Populations by Point Counts*, (pp. 161-168). California, Estados Unidos: US. Department of Agriculture.
- Raven, P.J., Holmes, N. T. H., Fox, P. J. A., Dawson, F. H., Everard, M., Fozzard, I. R., & Rouen, K. J. (1998). *River habitat quality: The physical character of rivers and streams in the UK and the Isle of Man*. Bristol, Reino Unido: Environment Agency.
- Ríos-Tobón, S., Agudelo-Cadavid, R. M., & Gutiérrez-Builes L. A. (2017). Patógenos e indicadores microbiológicos de calidad del agua para consumo humano. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, 35(2), 236-247. DOI: 10.17533/udea.rfnsp.v35n2a08
- Rivas-Torres, D. (2005). *Planeación, espacios verdes y sustentabilidad en el Distrito Federal*. (Tesis doctoral). Universidad Autónoma Metropolitana, División de Ciencias y Artes para el Diseño, México.



- Rodríguez-Téllez, E., Domínguez-Calleros, P., Pompa-García, M., Quiroz-Arratia, J., & Pérez López, M. (2012). Calidad del bosque de ribera del río El Tunal, Durango, México; mediante la aplicación del índice QBR. *Revista Gayana Botánica*, 69(1), 147-151. DOI: 10.4067/S0717-66432012000100014
- Romero Vargas, M., Piedra Castro, L., Villalobos Chacón, R., Marín Monge, R., & Núñez Obando, F. (2011). Evaluación ecológica rápida de un ecosistema urbano: el caso de la microcuenca del río Pirro, Heredia, Costa Rica. *Revista Geográfica de América Central*, 2(47), 41-69.
- Sáenz, C. J., Villatoro, F., Ibrahim, M., Fajardo, D., & Pérez, M. (2006). Relación entre las comunidades de aves y la vegetación en agropaisajes dominados por la ganadería en Costa Rica, Nicaragua y Colombia. *Agroforestería en las Américas*, 45, 37-48.
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación). (2013). *Propuesta de Indicadores para el Programa de Monitoreo Ecológico en el Ámbito de Ecosistemas de Aguas Continentales*. San José, Costa Rica.
- Tadesse, M., Tsegaye, D., & Girma, G. (2018). Assessment of the level of some physico-chemical parameters and heavy metals of Rebu river in oromia region, Ethiopia. *MOJ Biology and Medicine*, 3(3), 99-118. DOI: 10.15406/mojbm.2018.03.00085
- Trujillo-Acosta, A., Peraza-Estrella, M. J., Marina-Hipólito, J. G., & Feoli Boraschi, S. (2016). Evaluación del Corredor Interurbano Río Torres, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 14(34), 53-62. DOI: 10.18845/rfmk.v14i34.3001
- Vargas Solano, Y. (2017). *Determinación del índice de calidad riparia y propuesta para la restauración ecológica de la cuenca alta del río Reventazón, Cartago, Costa Rica*. (Tesis de Licenciatura). Instituto Tecnológico de Costa Rica. Cartago, Costa Rica.
- Vásquez Osorio, Y. A. (2017). *Las aves en el monitoreo a procesos de restauración ecológica pasiva: una estrategia de manejo encaminada a la recuperación de ecosistemas al interior del PNN Farallones de Cali*. (Tesis de Maestría). Universidad Autónoma de Occidente. Santiago de Cali, Colombia.