



The Biologist (Lima)



ORIGINAL ARTICLE / ARTÍCULO ORIGINAL

SUSTAINABLE ENVIRONMENTAL COST RELATED TO AGGREGATION OF BIOMARKERS FOR ESTIMATING ENVIRONMENTAL QUALITY IN AQUATIC ECOSYSTEMS

COSTO AMBIENTAL SOSTENIBLE RELATIVO CON AGREGACIÓN DE BIOMARCADORES PARA LA ESTIMACIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL EN ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

George Argota-Pérez¹; Edmundo G. Moreno-Terrazas² & José Iannacone^{3,4}

¹ Centro de Investigaciones Avanzadas y Formación Superior en Educación, Salud y Medio Ambiente "AMTAWI". Puno, Perú. george.argota@gmail.com

² Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Nacional del Altiplano (UNAP). Puno, Perú. gmoreno51@gmail.com

³ Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal. Facultad de Ciencias Naturales y Matemática. Universidad Nacional Federico Villarreal (UNFV). Lima-Perú.

⁴ Laboratorio de Parasitología. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Ricardo Palma (URP). joseiannacone@gmail.com

Corresponding author: george.argota@gmail.com

ABSTRACT

It has been made a study on aquatic ecotoxicology due to exposure to metals in the San Juan ecosystem of Santiago de Cuba, Cuba during the rain and drought period of 2018. The aim of research was to predict ecotoxicology from metals through sustainable environmental cost, biomarkers and the Gecotoxic computational model. Five stations were selected to estimate the relative sustainable environmental cost (COASOR_{biom}) according to selected physical-chemical parameters (PCP) (total hardness: TH, pH, total solids: TS, dissolved oxygen: DO and biochemical oxygen demand: BOD_{5,20}). The concentration of Cu, Zn, Pb, Cd in water and sediments (rain) was measured. The *Gambusia punctata* (Poey, 1854) was used as a biomonitor, quantifying metals (Ms) found in the gills, liver and brain, in addition to measuring the Fulton condition factor, reproduction, trophic level and cerebral acetylcholinesterase activity. These measurements were introduced into the Gecotoxic computational model for ecotoxicological prediction. BOD_{5,20} did not comply with the permissible limit (≤ 4.0) whose results were: 29.84 ± 2.18 , (rain) and 39.46 ± 2.0 (drainage). The concentrations of Ms in water exceeded the maximum permissible limits: Cu: 13.55 ± 1.38 (1.0) Zn: 23.36 ± 1.38 (5.0); Pb: 1.27 ± 0.04 (0.5) and Cd: 0.05 ± 0.002 (0.05). The value estimated by COASOR_{biom} was 0.75 which meant an unsustainable category of the resource. There was no correlation between Ms and chosen biomarkers, although an uneven behavior was noticed when compared to the environmental reference species. Gecotoxic noted a high-type ecotoxicological risk (81%) being limited the environmental quality of the ecosystem.

Keywords: aquatic ecosystem – biomarkers – environmental cost – environmental sustainability – metals

RESUMEN

Se realizó un estudio sobre ecotoxicología acuática por exposición a metales en el ecosistema San Juan de Santiago de Cuba, Cuba durante el periodo de lluvia y estiaje del 2018. El objetivo de la investigación fue predecir la ecotoxicología por metales mediante el costo ambiental sostenible, biomarcadores y el modelo computacional Gecotoxic. Se seleccionó, cinco estaciones para estimar el costo ambiental sostenible relativo ($COASOR_{biom}$) según parámetros físico-químicos (PFQ) seleccionados (dureza total: DT, pH, sólidos totales: ST, oxígeno disuelto: OD y la demanda bioquímica de oxígeno: $DBO_{5,20}$). Se determinó la concentración de Cu, Zn, Pb, Cd en agua y sedimentos (lluvia). Se utilizó a *Gambusia punctata* (Poey, 1854) como biomonitor cuantificándose los metales (Ms) en las branquias, hígado y cerebro, además, de medirse el factor de condición de Fulton, reproducción, nivel trófico y la actividad acetilcolinesterasa cerebral. Las mediciones se introdujeron en el modelo computacional Gecotoxic para la predicción ecotoxicológica. La $DBO_{5,20}$, no cumplió con el límite permisible (≤ 4.0) cuyos resultados fueron: 29.84 ± 2.18 , (lluvia) y 39.46 ± 2.0 (estiaje). Las concentraciones de los Ms en las aguas superaron los límites máximos permisibles: Cu: 13.55 ± 1.38 (1.0) Zn: 23.36 ± 1.38 (5.0); Pb: 1.27 ± 0.042 (0.5) y Cd: 0.05 ± 0.002 (0.05). El valor que estimó el $COASOR_{biom}$ fue de 0.75 lo cual significó, categoría poco sostenible del recurso. No hubo, correlación entre los Ms y biomarcadores seleccionados, aunque existió comportamiento desigual comparado con la especie referencia ambiental. Gecotoxic señaló, riesgo ecotoxicológico de tipo alto (81%) siendo limitada la calidad ambiental del ecosistema.

Palabras clave: ecosistema acuático – biomarcadores – costo ambiental – sostenibilidad ambiental – metales

INTRODUCCIÓN

La determinación de los parámetros físico-químicos (PFQ), constituye el análisis por excelencia para estimar la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos (Ramírez *et al.*, 2008), pero sus normales fluctuaciones pueden mostrar, incorrectas interpretaciones sobre el estado ambiental de los ecosistemas (Lakshmanan *et al.*, 2009). Entre los graves problemas de la contaminación sobre los ecosistemas acuáticos radica en conocer, cuál podría ser el costo de sostenibilidad ecológica debido a, la pérdida paulatina de los recursos naturales ante las concentraciones elevadas de los parámetros físico-químicos (Argota & Iannacone, 2014; Wang & Zang, 2014). Reconocer, cuánto implicaría recuperar la compatibilidad relacionada con el equilibrio ecológico ante los impactos antropogénicos representa gran incertidumbre (Shortle, 2013).

Probablemente, uno de los actuales paradigmas para evaluar el costo ambiental de los ecosistemas acuáticos, podría radicar en el reconocimiento de los indicadores biológicos durante los programas de monitoreo o vigilancia ambiental (Aguirre *et al.*,

2012; Cortéz & Mendoza, 2012; Argota & Iannacone, 2017). Las nuevas estrategias para mejorar la eficiencia y la celeridad en cualquier programa de monitoreo biológico está con el uso de datos en taxones superiores por ser más sencillos, rápidos y confiables, además, de reducirse la resolución numérica sobre índices de calidad ambiental (Gomes *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2015; Mazón, 2016).

El análisis de biomarcadores en los peces posibilita informaciones cualitativas y/o cuantitativas en el tiempo (Lock & Bonventre, 2008; Hamza, 2014; Çiftçi *et al.*, 2015; AbdAllah, 2017), y por ende; en los efectos de costo ambiental (Dixit *et al.*, 2015). La búsqueda de índices sostenibles que muestren mediciones económicas bajo un enfoque integral de evaluación sobre la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos, es una necesidad para la predicción temprana sobre la conservación de los recursos y evitar posibles consecuencias negativas sobre la salud humana.

El propósito del estudio fue evaluar el costo ambiental sostenible relativo con agregación de biomarcadores para la estimación de la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el ecosistema San Juan, ubicado en la ciudad de Santiago de Cuba-Cuba (Figura 1) durante el periodo de lluvia del 2018.

El río principal recorre una longitud desde su nacimiento hasta la desembocadura de 27 Km²

donde diversas fuentes antropogénicas pueden tributar directamente sus residuales sin tratamiento alguno, modificando la calidad ambiental de las aguas. Este ecosistema de gran importancia para el territorio contiene pozos que permiten garantizar la distribución del agua a la ciudad durante épocas de sequías prolongadas.

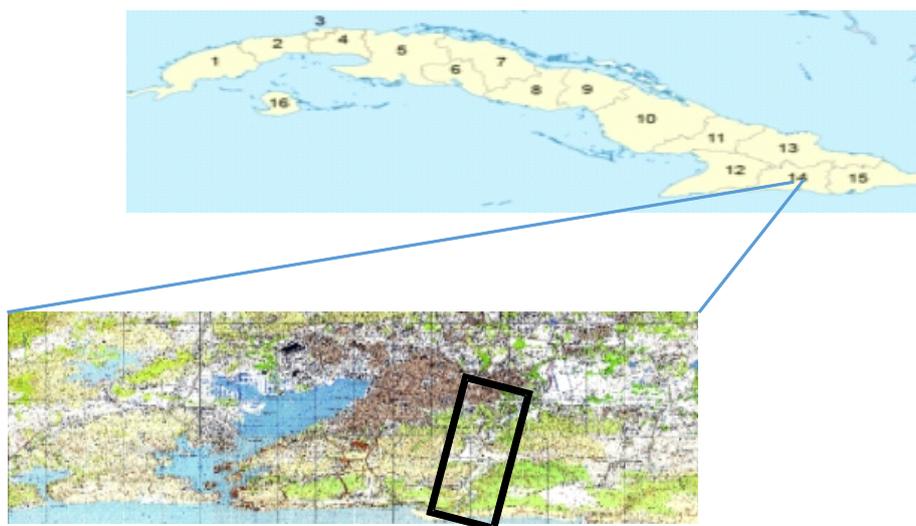


Figura 1. Ecosistema San Juan (rectángulo) en Santiago de Cuba-Cuba.

El estudio fue cuantitativo de tipo explicativo donde se seleccionó mediante un muestreo no probabilístico por conveniencia, cinco estaciones de exposición. Asimismo, se capturó mediante un jamo profesional, individuos que midieron entre 2,1-3,1cm de longitud total correspondientes a la especie *Gambusia punctata* (Poey, 1854) donde se evaluó, biomarcadores de exposición ante la disponibilidad a metales pesados.

Se estimó el costo ambiental sostenible relativo donde se indicó una expresión referida al análisis de parámetros físico-químicos de las aguas (Argota *et al.*, 2016) pero en este estudio, se agrega para mayor precisión y exactitud, el análisis de biomarcadores generándose nueva expresión:

$$COASOR_{biom} = \frac{\sum_i^n COA}{\sum_i^n CONP} + (\frac{\sum VCBm}{TBm})$$

- $COASOR_{biom}$ = costo ambiental sostenible relativo con agregación de biomarcadores
- COA = costo de evaluación (condición sobre cumplimiento de parámetros físico-químicos y metales seleccionados)
- CONP = costo de prevención normativo (número de parámetros físico-químicos y metales medidos)
- i) observación inicial y n) observación final
- VCBm = valor comparado del biomarcador (la comparación se refiere con la especie de referencia ambiental)
- TBm = total de biomarcadores (cuando se analizan ambos sexos, el biomarcador se promedia)

Mediante la fórmula se conoció la sostenibilidad del recurso agua de acuerdo, al cumplimiento de parámetros (COA) obteniéndose un cociente, según el tipo de categorías (Tabla 1 y 2).

Tabla 1. Criterio de puntuación / costo ambiental sostenible relativo.

Criterio	Puntuación
cumple el valor establecido por la norma regulatoria utilizada	1
no cumple el valor establecido por la norma regulatoria utilizada	0

Tabla 2. Categorías del costo ambiental sostenible relativo / intervalo / agregación de biomarcadores.

Categoría de sostenibilidad relativa	Intervalo
recurso sostenible relativo	2,00
recurso moderadamente sostenible relativo	1,36 – 1,99
recurso ligeramente sostenible relativo	0,85 – 1,35
recurso poco sostenible relativo	0,71 – 0,84
recurso no sostenible relativo	0,00 – 0,70

Como parámetros físico-químicos de calidad ambiental se determinó, la dureza total (DT), pH, sólidos totales (ST) y el oxígeno disuelto (OD) que se midieron *in-situ*, mientras que, la DBO_{5,20} se realizó por el método del respirómetro de Warburg (Montgomery, 1967). El cumplimiento normativo para el pH, DT y los ST fue mediante la Norma Cubana: NC. 827–2010. Agua Potable – Requisitos Sanitarios mientras que, el OD y la DBO_{5,20} se evaluaron por la Norma Cubana: NC. 93–1986. Fuente de abastecimiento de agua. Calidad y protección sanitaria.

Para la determinación de los metales pesados en las branquias de *G. punctata* se seleccionaron, peces adultos (intervalo de longitud total: 2,1-3,0cm) y en posición dorsal mediante la utilización de dos pinzas de disección lisas fueron abiertos los opérculos para extraer los arcos branquiales y determinar las concentraciones de Cu, Zn, Pb y Cd. Las muestras biológicas se colocaron en vasos de precipitados (250mL) donde se adicionaron 5mL de mezcla ácida: HClO₄: H₂SO₄ (7:1) y 15mL de HNO₃ concentrado, realizándose la digestión en plancha de calentamiento a 80°C, hasta la evaporación total de la mezcla de ácidos. Nuevamente se adicionaron 5mL de HNO₃ concentrado en condiciones de calentamiento hasta la aparición de sales húmeda. Finalmente se trasvasó cuantitativamente a un frasco volumétrico (25mL) con ayuda de una disolución de ácido nítrico 0,7M para disolver las sales y luego, se enrasó con agua desionizada hasta un volumen de 100mL. La cuantificación de los metales se realizó mediante la técnica de espectrometría de absorción atómica por plasma inductivamente acoplado con

vista axial (ICP-AES) (Argota & Iannacone, 2017).

Se analizó el desarrollo de los individuos mediante la presencia del gonopodio en machos (Reznick, 1990; McPeck, 1992). Todos los ejemplares fueron pesados (balanza analítica: METTLER AE-163; ± 0,01g), pero en las hembras, el peso total se calculó sin la presencia de la cámara incubatriz atendiendo a la fórmula:

$$P = Pt - Pci \quad (P: \text{peso} / Pt: \text{peso total} / Pci: \text{peso de la cámara incubatriz})$$

Para analizar el desarrollo en los peces se utilizó el coeficiente o factor de condición de Fulton (K) mediante la fórmula siguiente (Camara *et al.*, 2011):

$$K = Pt / Lt^3 * 100 \quad (Lt: \text{longitud total})$$

Se utilizó el programa estadístico profesional "Statgraphics Centurion 18" para el tratamiento de los datos. La prueba de normalidad (distribución normal de Gauss) de las mediciones para cada variable fue mediante el test de bondad de ajuste: distribución del estadístico Kolmogorov-Smirnov (contraste de hipótesis: $[D = \max | F_n(x) - F_o(x) |]$ ($F_n(x)$ la función de distribución muestral y $F_o(x)$ la función teórica o correspondiente a la población normal especificada en la hipótesis nula). Se comparó la diferencia de los valores promedios de cada variable en estudio (parámetros físico-químicos: DT, pH, ST, OD y DBO_{5,20} / estaciones: 1, 2, 3, 4 y 5) mediante el análisis de varianza con réplicas (Montgomery, 2004). Para diferenciar los

promedios de grupos, se utilizó la prueba de contraste múltiple de rango mediante el Test de Bonferroni. Los resultados se consideraron significativos a un nivel de confianza del 95% ($p \leq ,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La determinación de los parámetros físico-químicos en las estaciones de exposición durante el periodo de lluvia mostró que, la dureza total, pH, sólidos totales y el oxígeno disuelto estuvieron en el valor o rango establecido por la norma ambiental mientras que, las concentraciones de la demanda bioquímica de oxígeno fueron no deseadas (Tabla 3).

En el análisis de varianza hubo diferencias

estadísticamente significativas ($p \leq ,05$) en los valores de los parámetros físico-químicos entre las estaciones y el periodo (DT: $F=843,87$; $p=0,00$ / pH: $F=13,67$; $p=0,00$ / ST: $F=1879506,97$; $p=0,00$ / OD: $F=15,47$; $p=0,00$ / $DBO_{5,20}$: $F=11826,83$; $p=0,00$) donde se muestra, las diferencias entre las estaciones (Tabla 4).

Carere *et al.* (2011) indicaron que en climas cálidos (ej.: Cuba), el aumento de la temperatura está directamente relacionado con una menor solubilidad del oxígeno, además, de cierta aceleración en los procesos metabólicos lo que resulta finalmente, en reducción de los propios niveles de oxígeno y aunque no se consideró la variable temperatura, pudo influir en los resultados hallados. En el ecosistema San Juan en los últimos años su capacidad hídrica ha disminuido debido a las bajas precipitaciones que sobre el archipiélago cubano se han reportado (Brown *et al.*, 2015).

Tabla 3. Parámetros físico-químicos / periodo y estaciones de muestreo / agua / DT=dureza total / ST= sólidos totales / OD= oxígeno disuelto / $DBO_{5,20}$ = demanda bioquímica de oxígeno.

Periodo	Estación	DT (mg·L ⁻¹)	pH	ST (mg·L ⁻¹)	OD (mg·L ⁻¹)	$DBO_{5,20}$ (mg·L ⁻¹)
Lluvia	1	240±0,42	7,2±0,2	540,10±7,42	4,7±0,2	28,4±2,3
	2	220±0,44	7,4±0,1	556,36±5,31	5,0±0,2	22,1±1,7
	3	242±0,41	6,9±0,1	550,30±6,18	5,1±0,3	33,7±2,6
	4	240±0,42	7,1±0,1	548,66±4,34	5,1±0,3	34,8±1,9
	5	240±0,42	6,9±0,2	544,20±5,21	5,2±0,2	30,2±2,4
Referencia: NC. 827–2010 / NC. 93–1986		≤400	6-9	≤1000	≥4,0	≤4,0

Tabla 4. Prueba de contraste múltiple / parámetros físico-químicos.

DT	Media	Grupos Homogéneos	pH	Media	Grupos Homogéneos
Ll 2	220,0	a	Ll 3	6,9	a
Ll 1	240,0	b	Ll 5	6,9	a
Ll 4	240,0	b	Ll 4	7,1	b
Ll 5	240,0	b	Ll 1	7,2	b
Ll 3	242,0	c	Ll 2	7,4	c
ST	Media	Grupos Homogéneos	OD	Media	Grupos Homogéneos
Ll 1	540,1	a	Ll 1	4,8	a
Ll 5	544,2	b	Ll 2	4,9	ab
Ll 4	548,66	c	Ll 3	5,1	c
Ll 3	550,3	d	Ll 4	5,1	c
Ll 2	556,36	g	Ll 5	5,2	c
$DBO_{5,20}$	Media	Grupos Homogéneos			
Ll 2	22,1	a			
Ll 1	28,4	b			
Ll 5	30,2	c			
Ll 3	33,7	d			
Ll 4	34,8	e			

Como consecuencia, toda escasez de agua hace más notorio las fluctuaciones físico-químicas exposición de contaminantes y exacerbación de los riesgos ecológicos (Barceló & Sabater, 2010; Arenas & Andreu, 2016). Los bajos caudales están relacionados de forma directa con menor capacidad de dilución, lo que resulta un aumento de la concentración de contaminantes en el agua (Ricart *et al.*, 2010; Osorio *et al.*, 2014).

Aunque en este estudio, las partículas en suspensión sedimentables fueron bajas y así lo demuestran las concentraciones de sólidos totales, debe indicarse que, la disponibilidad del agua cuando es reducida puede influir sobre la turbidez y en la penetración de la luz solar, de manera que, existirá menor turbulencia y mayores tasas de deposición de las partículas en suspensión (Kirkby & Froeblich, 2006). El valor de la materia orgánica biodegradable fue muy elevada, donde las concentraciones de oxígeno disuelto se encontraron en niveles aceptables, pero quizás no fueron lo suficiente para degradar dicha materia orgánica. La disposición en el ecosistemas al ser muy elevada, imposibilita que se reduzca en un tiempo relativamente corto (Ademollo *et al.*, 2011; Petrovic *et al.*, 2011).

Çadraku *et al.* (2016) durante su estudio sobre variaciones en los parámetros físico-químicos de las aguas subterráneas de la cuenca del Blinaja en Kosovo mencionaron que, la calidad, cantidad y seguridad del agua es uno de los principales problemas donde los resultados hallados mostraron alteración en la temperatura, conductividad, alcalinidad, pH, oxígeno disuelto y turbidez. Además, en los cationes como el Ca^+ , Mg^+ , K^+ , Na^+ y aniones como el Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- y NO_3^- , respectivamente, se concluyó que, la variación de la calidad físico-química se debió al estancamiento del agua natural como a la corriente del cuerpo de agua en aquellas localidades donde existe actividad antropogénica. En esta investigación se esperaba modificaciones en la calidad ambiental de las aguas debido a descargas directas tributarias de origen antropogénico con poco tratamiento.

Las concentraciones de metales determinadas en los individuos correspondientes a la estación de exposición 4 se comparó con la misma especie habitada en el ecosistema de referencia ambiental Filé (Argota *et al.*, 2017) donde se observó que, los valores fueron superiores en el ecosistema San Juan (Tabla 5).

Tabla 5. Bioacumulación de metales ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) / biomarcadores / sexo / *Gambusia punctata*.

Factores influyentes			Variable respuesta			
longitud	sexo	órgano	Cu	Referencia	Zn	Referencia
	Machos		$48,20 \pm 0,02$	0,312	$50,66 \pm 0,02$	0,443
	Hembras		$49,22 \pm 0,02$	0,319	$51,76 \pm 0,02$	0,453
2,1-3,1		Branquias	Pb	Referencia	Cd	Referencia
	Machos		$48,20 \pm 0,02$	0,011	0,026	0,017
	Hembras	$49,22 \pm 0,02$	0,012	$0,035 \pm 0,02$	0,019	

La evaluación ambiental sobre el efecto toxicológico de los contaminantes puede ser estimada mediante ensayos con peces, donde cualquier programa de biomonitorio mediante estos organismos, mide el impacto y la consecuencia real de la exposición (Bianchi *et al.*, 2015; Adeogun *et al.*, 2016).

En un estudio sobre parámetros de calidad del agua, biomarcadores y bioacumulación de metales en peces nativos capturados en el río Ilha (sur de Brasil) encontraron que, existió bioacumulación de metales (Cd, Cr y Pb: $0,01 \pm 0,02$ – $0,019 \pm 0,44$; $0,12$

$\pm 0,05$ – $3,45 \pm 8,78$; $0,09 \pm 0,05$ – $0,34 \pm 0,19$ ppm) significativa en el tejido muscular de la especie *Bryconamericus iheringii* (Boulenger, 1887), siendo una gran preocupación, ya que es consumida por la población. Otros metales como el Mn, Al, Ni, y el Zn, no representaron riesgos, ya que su concentraciones correspondieron a variaciones temporales. A pesar que, el órgano estudio fue las branquias, los valores encontrados para el Pb y el Cd fueron superiores al tejido muscular (Dalzochio *et al.*, 2017).

Van der Oost *et al.* (2003) como Costa & Hartz

(2009) han señalado que, las branquias y el hígado son los sitios principales donde se almacenan los metales para la desintoxicación mediante las metalotioneínas, y aunque el músculo, no es un tejido activo para acumular metales pesados, siempre podrá justificarse su estudio y análisis debido a, que representa la parte comestible para el ser humano. En otro estudio de tipo experimental en condiciones *in vivo* (14-28 días) sobre la bioacumulación de metales en juveniles de *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792), a través de la exposición de la dieta a los mejillones azules se encontró que, estos moluscos recolectados en los sitios afectados contenían tres veces más concentraciones de Co, Mo, Sn y V comparativamente con los mejillones de un sitio A,

menos afectados. Después de 28 días de exposición dietética, las concentraciones de As y Se en músculo, además, de Pb, Se y el Zn en la piel fueron significativamente mayores que, aquellos peces alimentados con dieta regular (McEneff *et al.*, 2017). Estos resultados muestran que una de las principales vías de entrada de los metales es, a través del tracto alimentario donde en este estudio se evidenció, la rápida bioacumulación cuando la exposición a metales es significativa (Sauliutė & Svecevičius, 2015).

El factor de condición K arrojó diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) con relación al valor de la referencia ambiental (Tabla 6).

Tabla 6. Factor de condición de Fulton (K) / bioacumulación de metales ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) / Pt = peso total / Lt = longitud total.

Ecosistema	Sexo	Pt	Lt ³	K
San Juan	machos	0,027 ± 0,001	2,04 ± 0,043 (8,489)	0,31 ± 0,014
	hembras	0,089 ± 0,001	2,47 ± 0,026 (19,039)	0,46 ± 0,009
Filé	machos	0,114 ± 0,012	2,66 ± 0,013 (18,82)	0,61 ± 0,019
	hembras	0,248 ± 0,016	3,1 ± 0,017 (29,791)	0,83 ± 0,025

Cifuentes *et al.* (2012) plantearon que, el uso de indicadores como la relación longitud-peso y el factor de condición de Fulton (K) que posibilitan obtener información sobre el crecimiento, nutrición, reproducción y además, analizar cómo las condiciones ambientales de los ecosistemas acuáticos afectan a las poblaciones de los peces. Los peces están considerados dentro de aquellos organismos más susceptibles a sustancias tóxicas como los metales presentes en el agua (Argota *et al.* 2013; Çiftçi *et al.* 2015).

En esta investigación, el factor de condición biológico para machos y hembras fueron bajos (M: 0,31 ± 0,014; H: 0,46 ± 0,009), de manera que, las condiciones ambientales de su medio, no fueron las adecuadas. Durante un estudio realizado sobre estimación del factor de condición de Fulton (K) y la relación longitud-peso en tres especies ícticas (*Oreochromis niloticus* Walbaum, 1792, *Prochilodus magdalenae* Steindachner, 1879 y *Pimelodus grosskopfii* Steindachner, 1879) de la cuenca alta del río Cauca en Cali (Colombia) se encontró que, la especie *O. niloticus* tuvo un promedio del factor de condición de 2,20 ± 0,29,

donde se indicó que este alto valor posiblemente se debió a, que es una especie omnívora, tolerante a una baja calidad del agua y rápido crecimiento mientras que *P. grosskopfii* presentó valor de K por debajo de 1, indicando que tuvo dificultades en su crecimiento. Los valores encontrados en esta investigación comparativamente estuvieron por debajo y aunque no se encontró correlación con la bioacumulación de los metales, las condiciones ambientales fueron limitantes (Leyton *et al.*, 2015).

Durante un experimento con la gamitana (*Colossoma macropomum* Cuvier, 1816), la cual es un pez amazónico ampliamente cultivado en Sudamérica debido a, la rusticidad, rápido crecimiento en cautiverio, régimen omnívoro y la alta demanda de su carne en el mercado regional se indicó que después de transcurrido 54 días, los alevinos presentaron un crecimiento de tipo alométrico y el factor de condición indicó una declinación paulatina de la condición de la especie que pudo corresponderse a uno de los factores como es la escasez de alimento de manera que, el valor hallado quizás se debió a, la limitación sobre la disponibilidad alimentaria (Felipa *et al.*, 2016).

Ramos (2009) señaló que, el factor de condición es estacionario en adultos y donde en cierto periodo se comporta inversamente proporcional a la alometría del crecimiento del pez. En este estudio, el análisis se realizó sobre individuos adultos y aunque los valores hallados fueron superiores a los encontrados en la misma especie y ecosistema siguen siendo muy bajos al considerarse que, la propia especie en el ecosistema de Referencia Filé, presentó factor de condición K por encima de 0,8 en ambos sexos, lo que señaló las excelentes condiciones ambientales.

El análisis del costo ambiental sostenible relativo con agregación de los biomarcadores fue el siguiente:

$$\text{COASOR}_{\text{biom}} = [\text{PFQ} (1+1+1+1+0) / 4] + [\text{VCBm} (\text{bioacumulación: } 0+0+0+0) + (\text{K: } 0+0/2)]$$

$$\text{COASOR}_{\text{biom}} = [\text{PFQ} (3) / 4] + [\text{VCBm} (\text{bioacumulación-metales: } (0)+(K: 0/2))]$$

$$\text{COASOR}_{\text{biom}} = [\text{PFQ} (0,75)] + [\text{VCBm} (0)] = 0,75$$

Según el resultado hallado, el costo ambiental sostenible relativo con agregación a biomarcadores fue de, recurso poco sostenible relativo (Tabla 7).

Tabla 7. Costo ambiental sostenible relativo con agregación a biomarcadores.

Categoría de sostenibilidad relativa	Intervalo
recurso poco sostenible relativo	0,71 – 0,84

Los resultados sobre el análisis del costo ambiental sostenible relativo con agregación de biomarcadores, es el primero que se realiza de modo que, se requiere su aplicación en otros estudios para valorar la calidad ambiental a la que se exponen los organismos en sus propios ecosistemas.

La principal limitación del estudio fue, analizar otros biomarcadores que poder ser incorporados de forma conjunta al factor de condición K y por ende; la propuesta de la nueva expresión.

Finalmente, la determinación de parámetros físico-químicos que permiten establecer el costo ambiental sostenible relativo, solo posibilita un estimación menos precisa si, se analiza de forma conjunta niveles de respuestas sobre organismos naturales que habitan en los propios ecosistemas de modo que, la expresión que se presentó como agregación de biomarcadores a una fórmula ya establecido, posibilitó estimar el grado de sostenibilidad ambiental para el ecosistema San Juan.

Se concluyó que, la calidad ambiental del ecosistema acuático San Juan se estimó mediante la agregación de biomarcadores de exposición (bioacumulación de metales en las branquias) y de

efecto (factor de condición de Fulton) para una expresión que solo incluía la determinación de parámetros físico-químicos lo cual, permitió valorar con mayor criterio la sostenibilidad del recurso ecosistémico.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AbdAllah, A.T. 2017. Efficiency of invertebrate animals for risk assessment and biomonitoring of hazardous contaminants in aquatic ecosystem, a review and status report. *Environmental Risk Assessment and Remediation Journal*, 1: 22–24.
- Ademollo, N.; Capri, S.; Patrolocco, L.; Puddu, A.; Polesello, S.; Rusconi, M.; Valsecchi, S. & Froebrich, J. 2011. Fate and monitoring of hazardous substances in temporary rivers. *TrAC- Trends in Analytical Chemistry*, 30: 1222–1232.
- Adeogun, A.O.; Ibor, O.R.; Onoja, A.B. & Arukwe, A. 2016. Fish condition factor, peroxisome proliferator activated receptors and biotransformation responses in *Sarotherodon melanotheron* from a contaminated freshwater dam (Awba Dam)

- in Ibadan, Nigeria. *Marine Environmental Research*, 121: 74–86.
- Aguirre, P.J.; Rodríguez, B.J. & Ospina, T.R. 2012. Deriva de macroinvertebrados acuáticos en dos sitios con diferente grado de perturbación, Río Gaira, Santa Marta-Colombia. *Intropica*, 7: 9–19.
- Arenas, S.A. & Andreu, R.M.V. 2016. Effects of water scarcity and chemical pollution in aquatic ecosystems: State of the art. *Science of the Total Environment*, 572: 390–403.
- Argota, P.G. & Iannacone, O.J. 2014. Problemas sociales de la ciencia con los biomonitores en ecotoxicología ambiental acuática. *The Biologist (Lima)*, 12: 335–347.
- Argota, P.G. & Iannacone, O.J. 2017. Predicción cuantitativa mediante biomarcadores de uso permanente como nuevo criterio para biomonitores en ecotoxicología acuática. *The Biologist (Lima)*, 17: 141–153.
- Argota, P.G.; Argota, C.H. & Fimia, D.R. 2013. Biomarcadores en la especie *Gambusia punctata* (Poeciliidae) dada las condiciones ambientales del ecosistema San Juan. *Revista electrónica veterinaria Redvet*, 14: 1–12.
- Argota, P.G.; Argota, C.H. & Iannacone, O.J. 2016. Costo ambiental sostenible relativo a la variabilidad físico-química de las aguas sobre la disponibilidad de metales en el ecosistema San Juan, Santiago de Cuba-Cuba. *The Biologist (Lima)*, 14: 219–232.
- Barceló, D. & Sabater, S. 2010. Water quality and assessment under scarcity: prospects and challenges in Mediterranean watersheds. *Journal of Hydrology*, 383: 1–4.
- Bianchi, E.; Goldoni, A.; Trintinaglia, L.; Lessing, G.; Silva, C.E.M.; Nascimento, C.A.; Ziulkoski, A.L.; Spilki, F.R. & Silva, L.B. 2015. Evaluation of genotoxicity and cytotoxicity of water samples from the Sinos River Basin, southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 75: 68–74.
- Brown, M.O.; Gallardo, B.Y.; Correa, S.A. & Barrios, G.S. 2015. El cambio climático y sus evidencias en las precipitaciones. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 36: 88–101.
- Çadraku, H.; Gashi, F.; Shala, A. & Fetoshi, O. 2016. Variations in the Physico-Chemical parameters of under groundwater of Blinaja catchment, Kosovo. *International Federation of Automatic Control-PapersOnLine*, 49: 200–205.
- Camara, E.M.; Pellegrini, E. & Petry, A.C. 2011. Fator de condição: bases conceituais, aplicações e perspectivas de uso em pesquisas ecológicas com peixes. *Oecologia Australis*, 15: 249–274.
- Carere, M.; Miniero, R. & Cicero, M.R. 2011. Potential effects of climate change on the chemical quality of aquatic biota. *TrAC-Trends in Analytical Chemistry*, 30: 1214–1221.
- Çiftçi, N.; Ay, Ö.; Karayakar, F.; Cıçık, B. & Erdem, C. 2015. Effects of zinc and cadmium on condition factor, hepatosomatic and gonadosomatic index of *Oreochromis niloticus*. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24: 3871–3874.
- Çiftçi, N.; Ay, Ö.; Karayakar, F.; Cıçık, B. & Erdem, C. 2015. Effects of zinc and cadmium on condition factor, hepatosomatic and gonadosomatic index of *Oreochromis niloticus*. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24: 3871–3874.
- Cifuentes, R.; González, J.; Montoya, G.; Alfonso, J.; Ortiz, N.; Piedra, P. & Habit, E. 2012. Relación longitud-peso y factor de condición de los peces nativos del río San Pedro (cuenca del río Valdivia, Chile). *Gayana*, 75: 101–110.
- Cortez, U.C. & Mendoza, A.J. 2012. Estructura de la comunidad macrobéntica en cuatro playas arenosas del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (Caribe Colombiano) sometidas a diferentes niveles de uso. *Intropica*, 7: 121–127.
- Costa, S.C. & Hartz, S. M. 2009. Evaluation of trace metals (cadmium, chromium, copper and zinc) in tissues of a commercially important fish (*Leporinus obtusidens*) from Guaíba Lake, Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52: 241–250.
- Dalzocho, T.; Ressel, S.L.A.; Santos de Souza, M.; Prado, R.G.Z.; Petry, I.E.; Andriqueti, N.B.; Silva, G.J.H. & Basso da Silva, L. 2017. Water quality parameters, biomarkers and metal bioaccumulation in native fish captured in the ilha river, Southern Brazil. *Chemosphere*, 189: 609–618.
- Dixit, R.; Wasiullah, Malaviya, D.; Pandiyan, K.;

- Singh, U.B.; Sahu, A.; Shuka, R.; Singh, B.P.; Rai, J.P.; Kumar, S.P.; Lade, H. & Paul, D. 2015. Bioremediation of heavy metals from soil and aquatic environment: An overview of principles and criteria of fundamental processes. *Sustainability (Switzerland)*, 7: 2189–2212.
- Felipa, G.; Blas, W. & Alcántara, F. 2016. Relación longitud-peso, factor de condición y tabla estándar del peso de mil alevinos de gamitana (*Colossoma macropomum*, Cuvier, 1818) criados en estanques artificiales. *Folia Amazónica*, 25: 17–24.
- Gomes, L.F.; Vieira, L.C.G. & Bonnet, M.P. 2015. Two practical approaches to monitoring the zooplanktonic community at Lago Grande do Curuai, Pará, Brazil. *Acta Amazónica*, 45: 293–298.
- Hamza, C.A. 2014. Usefulness of Bioindicators and Biomarkers in Pollution Biomonitoring. *International Journal of Biotechnology for Wellness Industries*, 3: 19–26.
- Kirkby, M. & Froebrich, J. 2006. *Critical issues in the water quality dynamics of temporary waters*. In: Froebrich, J. & Bauer, M. (Eds.). *Evaluation and recommendations from the Tempqsim Project*. Institute for Water Quality and Waste Management, pp. 8–11. University of Hanover-Hanover, Germany.
- Lakshmanan, R.; Kesavan, K.; Vijayanand, P.; Rajaram, V. & Rajagopal, S. 2009. Heavy metals accumulation in five commercially important fishes of Parangipettai, Southeast coast of India. *Advance Journal of Food Science and Technology*, 1: 63–65.
- Leyton, F.S.A.; Muñoz, E.; Gordillo, S.M.; Sánchez, G.G.C.; Muñoz, L.A. & Soto, D.A. 2015. Estimación del factor de condición de Fulton (K) y la relación longitud-peso en tres especie ícticas presentes en un sector sometido a factores de estrés ambiental en la cuenca alta del río Cauca. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 27: 24–31.
- Lock, E.A. & Bonventre, J.V. 2008. Biomarkers in translation; past, present and future. *Toxicology*, 245: 163–166.
- Mazón, M. 2016. Taking shortcuts to measure species diversity: parasitoid Hymenoptera subfamilies as surrogates of species richness. *Biodiversity Conservation*, 25: 67–76.
- McEneff, G.; Quinn, B.; Bennion, M.; Dolan, S.; O'Rourke, K. & Morrison, L. 2017. Bioaccumulation of metals in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) via dietary exposure to blue mussels. *Chemosphere*, 188: 548–556.
- McPeck, M. 1992. Mechanisms of sexual selection operating on body size in the mosquitofish (*Gambusia holbrooki*). *Behavioral Ecology*, 3: 1–12.
- Mongomery, D.C. 2004. *Diseño y análisis de experimentos*. 3^{ra} edición. Ed. Félix Varela. La Habana, Cuba.
- Montgomery, H.A.C. 1967. The determination of biochemical oxygen demand by respirometric methods. *Water Research*, 1: 632–640.
- Osorio, V.; Proia, L.; Ricart, M.; Pérez, S.; Ginebreda, A.; Cortina, J.L.; Sabater, S. & Barcelo, D. 2014. Hydrological variation modulates pharmaceutical levels and biofilm responses in a Mediterranean river. *Science Total Environment Journal*, 472: 1052–1061.
- Petrovic, M.; Ginebreda, A.; Acuña, V.; Batalla, R.J.; Elosegi, A.; Guasch, H.; López de Alda, M.; Marcé, R.; Muñoz, I.; Navarro, O.A.; Navarro, E.; Vericat, E., Sabater, S. & Barceló, D. 2011. Combined scenarios of chemical and ecological quality under water scarcity in Mediterranean rivers. *TrAC-Trends in Analytical Chemistry*, 30: 1269–1278.
- Ramírez, M.A.P.; León, M.M.L. & Piñeiro, P.S. 2008. Metales pesados en trucha (*Micropterus salmoides floridanus*) de la presa Habanilla, Cuba. *Revista AquaTIC*, 29: 1–9.
- Ramos, C.S. 2009. Relación longitud-peso y factor de condición en el barrilete negro (*Euthynnus lineatus*, Kishinouye, 1920) (Perciformes: Scombridae), capturado en el litoral de Oaxaca, México. *Revista de Investigaciones Marinas*, 30: 45–53.
- Reznick, D. 1990. Plasticity in age and size at maturity in male guppies (*Poecilia reticulata*): An experimental evaluation of alternative models of development. *Journal of Evolutionary Biology*, 3: 185–203.

- Ricart, M.; Guasch, H.; Barcelo, D. & Brix, R. 2010. Primary and complex stressors in polluted Mediterranean rivers: pesticide effects on biological communities. *Journal of Hydrology*, 383: 52–61.
- Sauliutė, G. & Svecevičius, G. 2015. Heavy metal interactions during accumulation via direct route in fish: a review. *Zoology and Ecology*, 25: 77–86.
- Shortle, J. 2013. Economic and Environmental markets: Lessons from Water-quality trading. *Agricultural and Resource Economics Review*, 42: 57–74.
- Van der Oost, R.; Beyer, J. & Vermeulen, N.P.E. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13: 57–149.
- Wang, X. & Zang, S. 2014. Distribution characteristics and ecological risk assessment of toxic heavy metals and metalloid in surface water of lakes in Daqing Heilongjiang Province, China. *Ecotoxicology*, 23: 609–617.
- Zhang, W.; Liu, Y.; Xu, Y. & Xu, H. 2015. Insights into assessing environmental quality status using potential surrogates of biofilm-dwelling ciliate fauna in coastal waters. *Environmental Science and Pollution Research*, 22: 1389–1398.

Received November 15, 2019.
Accepted December 27, 2019.