



The Biologist (Lima)



ORIGINAL ARTICLE / ARTÍCULO ORIGINAL

SUSTAINABILITY INDICATOR FOR ENVIRONMENTAL AND ECOLOGICAL PROTECTION OF AQUATIC SYSTEMS

INDICADOR DE SOSTENIBILIDAD PARA LA PROTECCIÓN AMBIENTAL Y ECOLÓGICA DE LOS SISTEMAS ACUÁTICOS

George Argota-Pérez¹ & José Iannacone^{2,3,4}

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

² Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal. Facultad de Ciencias Naturales y Matemática. Grupo de Investigación en Sostenibilidad Ambiental (GISA), Universidad Nacional Federico Villarreal (UNFV). Lima, Perú.

³ Laboratorio de Zoología. Facultad de Ciencias Biológicas. Grupo de Investigación "One Health". Universidad Ricardo Palma (URP). Lima, Perú. joseiannacone@gmail.com

⁴ Palma (URP). Lima, Perú. joseiannacone@gmail.com

*Corresponding Author: george.argota@gmail.com

George Argota-Pérez: <https://orcid.org/0000-0003-2560-6749>

José Iannacone: <https://orcid.org/0000-0003-3699-4732>

ABSTRACT

The aim of the study was to propose a sustainability indicator for the environmental and ecological protection of aquatic systems. A random probabilistic sampling was carried out in the exposure area between the Espinar lagoon and the inner bay of Lake Titicaca, Puno, Perú, where various physical-chemical parameters (PFQ) were determined: dissolved oxygen, pH, total dissolved solids, electrical conductivity, Cu^+ , Zn^+ , Pb^+ , Fe^+ , Cd^+ , Al^+ , Cl^- , NO_3^- and NO_2^- . Under experimental conditions (water dilution: 10, 20, 30, 40 and 50 ml/1 L), the ecotoxicological effect was evaluated using the biomarker (Bm): reaction time and refuge capacity (TRCR) in *Gambusia punctata* (Poey, 1854). With the PFQ and the Bm, the sustainability indicator (ISPAEsa) was proposed, which considered five descriptors from a hermeneutic of environmental and ecological economics. For each descriptor, there were three weights (1.0, 0.75 and 0.50) according to the magnitude criteria: high, medium and low. ISPAEsa reported three intervals according to water quality: I) conserved environmental protection: (1.10-1.15; II) non-immediate environmental protection: 1.16-1.30; and III) immediate environmental protection: 1.31-1.50. 76.92% of the PFQ did not comply with the normative value. CRRT was less delayed in the more diluted treatment. The ISPAEsa was 1.4 where immediate environmental treatment is required. It is concluded that the sustainability indicator protects from the environmental and ecological aspects, since it is based on descriptors and biomarkers that allow the analysis of natural conditions.

Keywords: aquatic ecosystem – biomarker – biomonitor – ecological economics – environmental economics

Este artículo es publicado por la revista The Biologist (Lima) de la Facultad de Ciencias Naturales y Matemática, Universidad Nacional Federico Villarreal, Lima, Perú. Este es un artículo de acceso abierto, distribuido bajo los términos de la licencia Creative Commons Atribución 4.0 Internacional (CC BY 4.0) [<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.es>] que permite el uso, distribución y reproducción en cualquier medio, siempre que la obra original sea debidamente citada de su fuente original.

DOI: DOI: <https://doi.org/10.24039/rbt20222021472>

RESUMEN

El objetivo del estudio fue proponer un indicador de sostenibilidad para la protección ambiental y ecológica de los sistemas acuáticos. Se realizó, un muestreo probabilístico aleatorio en la zona de exposición entre la laguna de Espinar y la bahía interior del Lago Titicaca, Puno, Perú, donde se determinó, diversos parámetros físico-químicos (PFQ): oxígeno disuelto, pH, sólidos totales disueltos, conductividad eléctrica, Cu^+ , Zn^+ , Pb^+ , Fe^+ , Cd^+ , Al^+ , Cl^- , NO_3^- y NO_2^- . En condiciones experimentales (dilución del agua: 10, 20, 30, 40 y 50 ml/1L) se evaluó, el efecto ecotoxicológico mediante el biomarcador (Bm): tiempo de reacción y capacidad de refugio (TRCR) en la *Gambusia punctata* (Poey, 1854). Con los PFQ y el Bm se propuso, el indicador de sostenibilidad (ISPAEsa) el cual consideró, cinco descriptores desde una hermenéutica de la economía ambiental y ecológica. Para cada descriptor, hubo tres ponderaciones (1,0; 0,75 y 0,50) según los criterios de magnitud: alto, medio y bajo. El ISPAEsa refirió, tres intervalos según la calidad del agua: I) protección ambiental conservada: 1,10-1,15; II) protección ambiental no inmediata: 1,16-1,30; y III) protección ambiental inmediata: 1,31-1,50. El 76,92% de los PFQ, no cumplieron con el valor normativo. Fue menos demorado el TRCR en el tratamiento más diluido. El ISPAE_{sa} fue 1,4 donde se requiere tratamiento ambiental inmediato. Se concluye, que el indicador de sostenibilidad protege desde lo ambiental y ecológico, pues se sustenta en descriptores y biomarcadores que permiten el análisis de las condiciones naturales.

Palabras clave: biomarcador – biomonitor – economía ambiental – economía ecológica – ecosistema acuático

INTRODUCCIÓN

El pluralismo de la agenda para el desarrollo de los gobiernos hace referencia al equilibrio ambiental y la protección de los recursos naturales (ONU/CEPAL, 2018), donde su discusión se orienta a la ecologización de la producción (Yong *et al.*, 2016; Cucchiella *et al.*, 2017), economía disminuida en carbono (Robertson, 2015; Tang *et al.*, 2019), resolución social de los conflictos mineros (Pimentel *et al.*, 2016; Zvarivadza & Nhleko, 2018), y al crecimiento sostenible (Lorek & Spangenberg, 2014; Le, 2020).

Las posiciones ontológicas, metodológicas y epistemológicas que se promueven en algunos debates de las discusiones de la agenda para el desarrollo, instruyen a nuevas visiones y paradigmas en el campo de la economía ambiental (Kube *et al.*, 2018; Halkos & Kitsos, 2018; Hensher, 2020), y la economía ecológica (Weiss & Cattaneo, 2017; Buchs *et al.*, 2020).

La economía ambiental (EA) representa una especialización particular de la economía neoclásica que estudia dos cuestiones interrelacionadas: 1^o) el problema de las externalidades ambientales; y 2^{do}) la determinación del precio óptimo de un recurso como forma de mitigar, las externalidades que orientan al uso del medioambiente y los recursos naturales (Morrissey, 2020). Es decir, la búsqueda de respuestas que resulten apropiables sobre la utilidad de los recursos y donde se requiere aplicar, modelos matemáticos y estadísticos para formular el problema y ofrecer, posibles soluciones dada la incertidumbre que existe entre el valor de bienes y servicios (Halkos & Kitsos, 2018; Profitiliotis & Loizidou, 2019). En cambio, la economía ecológica (EE) se sustenta en las funciones reguladoras de los ecosistemas (Gendron, 2014), así como las interrelaciones sobre la utilidad de los recursos, pero con base en sus necesidades y sostenibilidad relevante de los propios recursos (Colby, 2020; Buchs *et al.*, 2020, Muradian & Pascual, 2020).

Aunque, existen diferencias notables entre la EA y EE, ambas conectan sobre la gestión de utilidad y escasez de los recursos pudiendo considerarse, cómo la sinergia que se produce entre el valor y la sostenibilidad de los recursos ambientales. Para entenderse dicha sinergia, Argota *et al.* (2019), indican que el valor de cualquier recurso puede limitarse en el tiempo y su pérdida perjudicará su demanda en el futuro. Por ejemplo, durante un tiempo 1, existe interrelación entre recursos (AAA y BBB) donde cada uno de ellos muestra su valor

unitario (X y Z) y puede ocurrir, algún tipo de contingencia para lo cual, se asume una consecuencia no prevista. Sin embargo, de interrumpirse la relación entre los recursos (A y BB) durante un tiempo 2, entonces se reduce el valor unitario en cada recurso ($X/3$ y $Z/2$) siendo más crítico en uno de ellos donde se produce una consecuencia determinada ante la reducción útil de ambos recursos; y por ende la insostenibilidad (Figura 1).

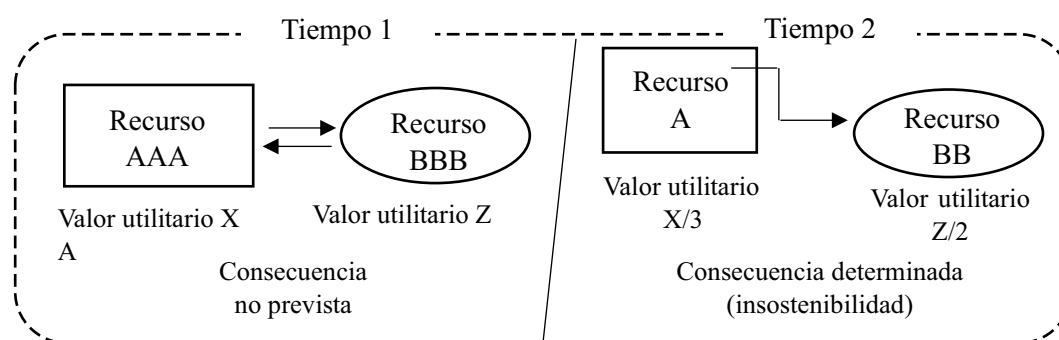


Figura 1. Pérdida del valor utilitario del recurso (sección izquierda) y limitación del valor utilitario y limitado del recurso en el tiempo.

Quizás, la comprensión de la sostenibilidad de los recursos en cualquier ecosistema (Ej.: acuático), puede valorarse desde algunas interpretaciones conceptuales entre la EA y la EE. El propio Argota *et al.* (2019), refieren una fórmula para estimar, la sostenibilidad desde la economía ambiental y ecológica donde se indicó cinco descriptores: costo estimado del recurso (CER), Costo de beneficio temporal (CBT), impacto social atribuible (ISA), tasa de disponibilidad necesaria (TDN) y valor de demanda futura generacional (VDFG). La estimación de sostenibilidad se considera desde puntuaciones ponderadas y que determina el estado ambiental del ecosistema para reconocer, la calidad ecológica del agua.

Melgar & Hall (2020), expresan que la EE es la razón necesaria e integral en el mundo biofísico y, precisamente, el agua representa el elemento de la evolución teórica para la economía por resultar consustancial y sin sustitutos en la vida como recurso específico con funciones *ex-situ* (agua potable, factor de producción en la industria y agricultura) e *in-situ* (actividades ceremoniales, recreativas, transporte, ecosistemas en sí mismo y soporte para otros componentes), entonces debe

plantearse nuevos desafíos analíticos según, Arias *et al.* (2018), Riddell *et al.* (2019), Häder *et al.* (2020), ante el efecto de la contaminación que se produce y limita los servicios del ecosistema. La pérdida de los servicios ecosistémicos, causan perjuicios a la supervivencia humana (Costanza *et al.*, 2014; Song & Deng, 2017), y exacerban los riesgos ecológicos (Estoque & Murayama, 2014).

Aunque, la evaluación de riesgos ecológicos (*por sus siglas en inglés*: ERA) constituye un instrumento de gestión para el control sostenible de los ecosistemas acuáticos (Deacon *et al.*, 2015; Xu *et al.*, 2016), se requiere nuevas interpretaciones con indicadores más dinámicos e integrales y que no obedezcan a un enfoque tradicional, por el contrario, se necesita una caracterización de patrones funcionales relacionados con el entorno (Luo *et al.*, 2018; Wu *et al.*, 2018).

A pesar, que la ERA se basa en diferentes metodologías sobre el ecosistema (Mo *et al.*, 2017; Cao *et al.*, 2019; Jin *et al.*, 2019; Vezi *et al.*, 2020), igualmente se necesitan propuestas analíticas que consideren condiciones naturales adversas, clasificación de los impactos antropogénicos y la

invasión de especies exóticas (Solovjova, 2019), de modo tal, que la evaluación final del riesgo ecológico posibilite la valoración integral de estresores ambientales (Kang *et al.*, 2018; Chen *et al.*, 2019).

Ante la vulnerabilidad que se origina por la exposición al peligro de cualquier agente químico, físico y/o biológico, la sostenibilidad ambiental de los ecosistemas acuáticos puede indicarse desde la combinación de los preceptos de la economía ambiental, economía ecológica y las bio-señales de predicción ecotoxicológicas en especies biomonitores (Argota & Iannacone, 2017; Cardoso *et al.*, 2019; O'Callaghan *et al.*, 2019; Caixeta *et al.*, 2020).

El objetivo del estudio fue proponer un indicador de sostenibilidad para la protección ambiental y ecológica de los sistemas acuáticos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la zona ambiental de exposición y donde se produce, la descarga de efluentes entre la laguna de oxidación de Espinar (15°51.073 / 69°59.729) y la bahía interior del Lago Titicaca (Puno-Perú). Mediante un muestreo probabilístico aleatorio se determinó con el medidor portátil multiparamétrico HI-9828 HANNA®, los parámetros físico-químicos (PFQ): oxígeno disuelto (precisión: ±0,10 mg/L), pH (precisión: ±0,02), sólidos totales disueltos (precisión: ±1 mg/L) y la conductividad eléctrica (precisión: ±1 uS/cm) mientras, que en el Environmental Testing Laboratory S.A.C. (Acreditado) se realizó, la determinación de Cu⁺, Zn⁺, Pb⁺, Fe⁺, Cd⁺, Al⁺, Cl⁻, NO₃⁻ y NO₂⁻.

Los PFQ se compararon con el Decreto Supremo No. 004-2017-MINAM (Categoría 1: Población y Recreacional; Subcategoría A: aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable; A2: aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional y la categoría 4: Conservación del ambiente acuático; Subcategoría E1: lagos y lagunas), Perú.

Según, lo que recomienda la OECD (2019), se diluyó, el efluente de la laguna de oxidación de Espinar en cuatro tratamientos experimentales: 50; 25, 12,5 y 6,25 mg·L⁻¹. Cada dilución se consideró en cuatro peceras de cristal (25 x 25 x 50 cm) con réplicas hasta completarse un volumen final de 10 L. El tratamiento control fue sin el efluente.

Se depositaron 10 individuos de *G. punctata* (Argota *et al.*, 2013), 72 h antes del ensayo. La temperatura se controló a 25C°, sin el suministro de oxígeno, recambio y alimentación. Se evaluó, el efecto ecotoxicológico de la calidad ambiental del efluente mediante el biomarcador (Bm): tiempo de reacción y capacidad de refugio (TRCR), donde la variable se midió mediante el cronómetro digital certificado Hanhart Spectron 169624 (precisión: 0,01%).

Para el tiempo de reacción se introdujo una varilla esterilizada de vidrio y la capacidad de refugio consistió en el tiempo de permanencia debajo de las plantas y piedras que se ubicaron en el fondo de cada pecera.

Con los PFQ y el Bm se propuso, el indicador de sostenibilidad (ISPAEsa) donde se consideró, cinco descriptores de sostenibilidad desde una hermenéutica de la economía ambiental y ecológica:

Ecuación I

$$ISPAE_{bm} = \frac{\sum (CER + CBT + ISA + TDN + VDFG)}{5} + \sum (VBm)$$

- Costo estimado del recurso = CER
- Costo de beneficio temporal = CBT
- Impacto social atribuible = ISA
- Tasa de disponibilidad necesaria = TDA
- Valor de demanda futura generacional = VDFG (constante = 1)
- 5 = representa la cantidad de indicadores
- VBm = valor del biomarcador
- Si, el biomarcador expresa daño se asigna el valor de 0,5 y en caso contrario, es 0.

Según, Argota *et al.* (2019), cada descriptor de sostenibilidad tiene tres criterios de magnitud (alto, medio, bajo) donde se les asigna, una puntuación ponderada: 1,0; 0,75 y 0,50 (Tabla 1).

Tabla 1. Puntuación ponderada de los criterios de magnitud según los descriptores de sostenibilidad.

Descriptor de sostenibilidad	Criterio de magnitud	Puntuación ponderada
CER	Alto	1,0
	Medio	0,75
	Bajo	0,50
CBT	Largo plazo	1,0
	Mediano plazo	0,75
	Corto plazo	0,50
ISA	Considerado no reversible	1,0
	Considerado reversible	0,75
	No considerado	0,50
TDA	Recurso muy limitante	1,0
	Recurso limitante	0,75
	Recurso no limitante	0,50

CER= Costo estimado del Recurso. CBT= Costo de beneficio temporal. ISA= Impacto social atribuible. TDA= Tasa de disponibilidad de asania.

Los descriptores de sostenibilidad se dividieron en tres categorías e igual número para considerar su probabilidad de riesgo, según el criterio de magnitud. A cada categoría se le asignó, un

intervalo de puntuación con relación, a que la probabilidad de riesgo se encuentra entre 0 y 1 (Tabla 2).

Tabla 2. Puntuación del criterio de magnitud para la probabilidad de riesgo según los descriptores de sostenibilidad ante la categoría asignada.

Categoría	Descriptor de sostenibilidad	Probabilidad de riesgo	Criterio de magnitud	Intervalo Puntuación
I	CER	Alta	Alta	1,00 – 0,93
	CBT		Largo plazo	
	ISA		Considerado no reversible	
	TDA		Recurso muy limitante	
II	CER	Media	Medio	0,75 – 0,68
	CBT		Mediano plazo	
	ISA		Considerado reversible	
	TDA		Recurso limitante	
III	CER	Baja	Bajo	0,50
	CBT		Corto plazo	
	ISA		No considerado	
	TDA		Recurso no limitante	

Para el indicador de sostenibilidad se establece el criterio de medición, la acción del recurso y el intervalo de puntuación (Tabla 3).

Tabla 3. Estimación sobre la relación de sostenibilidad ambiental y ecológica.

Criterio de magnitud	Protección ambiental	Intervalo de puntuación
Alta	Inmediata	1,0 – 1,5
Media	No inmediata	0,8 – 1,3
Baja	Conservada	0,6 – 1,1

CER= Costo estimado del Recurso. CBT= Costo de beneficio temporal. ISA= Impacto social atribuible. TDA= Tasa de disponibilidad de asania.

Para el análisis y tratamiento de los datos se utilizó el programa estadístico profesional Statgraphics. Centurion v18. Se consideró, el porcentaje como estadígrafo de tendencia relativa para los descriptores y el análisis de la varianza en la comparación del tiempo de reacción y capacidad de refugio. Los resultados se consideraron significativos cuando $p < 0,05$.

Aspectos éticos: se elaboró la información científica desde el acceso a referencias citables donde existe el parafraseo adecuado para la construcción teórica del estudio. Asimismo, se

indica que no existe manipulación en el tratamiento estadístico de los datos y la expresión matemática para la expresión del indicador es inédita.

RESULTADOS

Los parámetros físico-químicos correspondientes al OD, CE, STD e iones, Cu^+ , Zn^+ , Pb^+ , Fe^+ , Cd^+ , Al^+ y Cl^- , no cumplieron con el valor permisible que indicó, la norma ambiental (Tabla 4).

Tabla 4. Concentración de parámetros físicos-químicos en los efluentes.

Parámetros	Unidad	Zona de muestreo	Categoría 1	Categoría 4
OD	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$3,7\pm 0,12$	-	$\geq 5,0$
pH	$-\log_{10} [\text{aH}^+]$	$6,2\pm 0,09$	-	$6,5 - 9,0$
CE	$\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$	$1,246\pm 0,78$	-	1000,0
STD	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$2,967\pm 16,29$	-	$\leq 25,0$
Cu^+	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$3,88\pm 1,07$	-	0,1
Zn^+	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$7,32\pm 2,26$	-	5,0
Pb^+	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$0,012\pm 0,02$	-	0,0025
Fe^+	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$0,072\pm 0,84$	-	1,0
Cd^+	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$0,031\pm 0,13$	-	0,00025
Al^+	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$79,46\pm 3,22$	5,0	-
Cl^-	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$6,79\pm 2,29$	250,0	-
NO_3^-	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$0,076\pm 0,7$	-	13,0
NO_2^-	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$0,056\pm 0,06$	3,0	-

Se muestra, el resumen estadístico de la etología de refugio de *G. punctata* a los 7 días de duración del bioensayo donde hubo diferencias

estadísticamente significativas ($F = 1164,40$; $p = 0,00$), según el incremento de la concentración del efluente (Tabla 5).

Tabla 5. Resumen estadístico / tiempo promedio: T (segundo = s) de la etología de refugio en individuos de *G. punctata* / DS = desviación estándar / CV = coeficiente de variación.

Tratamientos experimentales	T (s)	DS	CV (%)	Mínimo	Máximo
Control	1,123	0,006	0,514	1,12	1,13
6,26	1,193	0,025	2,109	1,17	1,22
12,5	1,353	0,015	1,129	1,34	1,37
25	1,757	0,015	0,869	1,74	1,77
50	1,833	0,015	0,833	1,82	1,85

Se muestra, el porcentaje de los parámetros físico-químicos, cationes y aniones al incumplirse los valores que establece el Decreto Supremo No. 004-

2017-MINAM, donde se indica la puntuación ante el criterio de medición de los descriptores (Tabla 6).

Tabla 6. Porcentaje de los parámetros (%) / descriptores, criterio de medición / puntuación.

Porcentaje	Descriptores	Criterio de medición	Puntuación
76,92	CER	Alto	1,0
	CBT	Largo plazo	0,75
	ISA	Considerado reversible	0,75
	TDA	Recurso muy limitante	1,0

CER= Costo estimado del Recurso. CBT= Costo de beneficio temporal. ISA= Impacto social atribuible. TDA= Tasa de disponibilidad de asania.

Al sustituirse en la ecuación II la puntuación del criterio de medición se logra la ecuación III y con ello, el valor del indicador de sostenibilidad para la EA y EE basada en el V_{bm}:

Ecuación II

$$ISEAEE_{bm} = \frac{\sum (CER + CBT + ISA + TDN + VDFG)}{5} + \sum (VB_{bm})$$

Ecuación III

$$ISEAEE_{bm} = \frac{\sum (1,0 + 0,75 + 0,75 + 1,0 + 1,0)}{5} + 0,5 = 1,4$$

Dado que se alcanza un valor de 1,4 (criterio de medición: alta / intervalo de puntuación con el valor comparado del biomarcador: 1,31-1,5), se requiere protección inmediata en la zona de exposición donde los efluentes se descargan contaminados desde la laguna de oxidación de Espinar a la bahía interior del Lago Titicaca.

DISCUSIÓN

Se observó, un porcentaje no deseado del 76,92% entre los parámetros físico-químicos, cationes y aniones con respecto al valor normado. Sin embargo, dado que las fluctuaciones de cualquier parámetro físico-químico puede ser normal y puntual, entonces se requiere de algunos tipos de análisis más específicos para determinar con precisión las condiciones ambientales y ecológicas por cuanto, se realizó en condiciones de laboratorio el bioensayo con la especie *G. punctata* y así, lo consideran Brown & Bolivar (2018) y Capela *et al.* (2019), para su probable extrapolación de resultados a los humanos.

En este estudio los parámetros físico-químicos, cationes y aniones con el biomarcador permitieron en su conjunto, expresar un indicador desde cánones de la EA y EE para su contribución a la sostenibilidad de la bahía interior del Lago Titicaca. El análisis de los descriptores con los biomarcadores indujo a que se requiere tratamiento inmediato de las descargas residuales antes que continúen modificando la calidad del ecosistema incluyendo, posibles efectos no deseados en las poblaciones acuáticas.

Algunos estudios indican el uso de modelos matemáticos y estadísticos para la formulación de problemas y restringir ciertas incertidumbres en la EA (Halkos & Kitsos, 2018), unido a otros análisis que se desarrollan para establecer respuestas a las preocupaciones con relación al flujo de energía y materiales que transforman la naturaleza (Melgar & Hall, 2020). Pearce & Turner (1990), señalan en la valoración del costo ambiental con relación al uso y disponibilidad futura del recurso (igualmente para el agua) la expresión siguiente:

Ecuación IV

$$PO = ECE + VO$$

Donde

- PO = opción a pagar
- ECE = excedente del consumidor esperado
- VO = valor de opción

Otro estudio, interpreta la sostenibilidad ambiental mediante el gasto de protección ambiental y donde se relaciona, el gasto de protección público con el gasto de protección privado según la expresión siguiente (CEPAL, 2015):

Ecuación V

$$GPA = GPA_{p\acute{u}blico} + GPA_{p\acute{r}ivado}$$

Las expresiones de la ecuación IV y V, no consideran la calidad físico-química de los efluentes tal y como se realizó en este estudio por cuanto, Byappanahalli *et al.* (2012) y Young *et al.* (2016), sugieren cómo necesidad que existan datos a mostrarse donde se refiera, cuáles son las condiciones de tratamientos y sus posibles controles ambientales (Shah *et al.*, 2012).

En este estudio, los resultados permiten una expresión que valora la relación entre la economía y la naturaleza con un enfoque más dinámico y esencial para cualquier análisis de sostenibilidad que garantice el equilibrio ambiental en la sociedad, tal y como lo señala Spash (2017). Asimismo, se establece un argumento con indicadores de sostenibilidad para la bahía interior del Lago Titicaca donde se sostiene la idea de un pensamiento económico y ecológico igualmente, pluralista y transdisciplinario, el cual aborda, la problemática de la sostenibilidad ambiental con fin a la conservación ecológica, pues Franco (2018), refiere que la Economía y la Ecología como disciplinas, pretenden establecer conexiones a la sostenibilidad y en este estudio su orientación se realizó desde una predicción ecotoxicológica mediante el biomonitor *G. punctata* y a pesar, no ser local, pertenece a una familia de los Cypridontiformes donde se encuentra el género de las *Orestias* (*Orestias agassii* (Valenciennes, 1846): carachi gris, *Orestias luteus* (Valenciennes, 1846): carachi amarillo) que son especies representadas en el Lago Titicaca.

Los descriptores en este estudio permiten un análisis a las condiciones de vulnerabilidad desde la calidad del agua hasta su consecuencia de daños en términos de probabilidad como ocurrió con el bioensayo lo que representa, un método de evaluación de riesgos a través, de un análisis matricial primario con parámetros físico-químicos, cationes y aniones y desde esta razón, se permite la operación de vulnerabilidad que se percibe en la EA y EE para la toma de decisiones (Haak *et al.*, 2017).

En la literatura científica se citan expresiones que consideran descriptores para la EA y EE, donde los autores como Yi *et al.* (2017), describen que las incertidumbres al significar una magnitud en la evaluación de riesgo ecológico, entonces debe realizarse un análisis de sensibilidad adicional para

probarse la robustez de cualquier resultado lo que implicaría entenderse, la elasticidad probable de los conceptos en la EA y EE. No obstante, las incertidumbres no podrían suponerse solo para las mediciones (carácter explícito), pues quizás tenga influencia de manera directa en el tipo de descriptor que se reconozca de interés para la integración interpretativa en las condiciones de escenario y su vulnerabilidad (carácter implícito).

Finalmente, si se reconoce que lo relevante radica en diversos aspectos como, 1^o) la estimación económica de un recurso y su beneficio e impacto que el mismo proporciona, 2^{do}) la velocidad donde el recurso empieza a ser limitado, 3^o) el reconocimiento de cualquier recurso en su condición de necesidad para la posterioridad, y 4^o) medir un parámetro de interacción directa tal y como representa un biomarcador, entonces los descriptores que se proponen (costo estimado del recurso, costo de beneficio temporal, impacto social atribuible, tasa de disponibilidad necesaria, valor de demanda futura y el valor del biomarcador en la especie biomonitor) fueron adecuados para caracterizar la sostenibilidad ambiental en la bahía interior del Lago Titicaca.

Las funciones de los servicios ecosistémicos se regulan por diferentes mecanismos y procesos ecológicos relacionados estrechamente con las propias condiciones ecológicas del objeto de investigación (Xie *et al.*, 2017). Aunque, disímiles tecnologías y valoraciones económicas existen para la protección y mejora de la calidad de los cuerpos hídricos (Vendrell *et al.*, 2020; Wiederholt *et al.*, 2020), la utilización de biomarcadores en biomonitores tal y como se realizó en este estudio con la *G. punctata*, permiten combinarse con parámetros físico-químicos para establecer un índice novedoso en la ERA y consecuentemente, un modelo predictivo sostenible para los ecosistemas acuáticos coincidiendo con He *et al.* (2019). En este sentido, se indicó una expresión integral que reconoce la variabilidad y el probable efecto sobre las condiciones ambientales que se producen ante perturbaciones antropogénicas y como lo señala Wu *et al.* (2020), puede comprenderse el estado ecológico de los ecosistemas.

Entre las principales limitaciones del estudio se encuentran la ausencia de comparación con otros

resultados porque no se halló reportes con los descriptores propuestos, así como, la inexistencia de datos que posibiliten reconocer el valor de uso de las aguas en la zona ambiental de exposición donde se genera las descargas de efluentes desde la laguna de oxidación de Espinar hacia la bahía interior del Lago Titicaca, Puno, Perú.

Se concluye, que los parámetros físico-químicos de calidad de agua y otros elementos químicos de interés requieren ser interpretados desde su combinación con bioseñales en organismos centinelas de la contaminación. No basta, el análisis sobre un indicador fraccionario que considere solo parámetros de calidad o la evaluación propia en un organismo biomonitor para entenderse el valor de los ecosistemas, por el contrario, se requiere la búsqueda integrada de parámetros que reflejen las condiciones de uso de los recursos ambientales y ecológicos. El indicador de sostenibilidad entre la EA y EE con la predicción del biomarcador en el biomonitor *G. punctata* permitió, el análisis desde una condición de escenario ambiental con la probable demanda del valor de uso del recurso acuático por interacciones entre los efluentes de la laguna de oxidación de Espinar y la matriz agua de la bahía interior del Lago Titicaca.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Argota, P.G. & Iannacone, J. 2017. Predicción cuantitativa de riesgo histórico entre ecosistema impactado de referencia ambiental mediante el uso permanente de biomarcadores como nuevo criterio para biomonitores en ecotoxicología acuática. *The Biologist (Lima)*, 15: 141-153.
- Argota, P.G.; Iannacone, J.; Córdova, S.C. & Rodríguez, C.J.C. 2019. Estimación ambiental de la economía ambiental y la economía ecológica: una cara, dos monedas. *Biotempo*, 16: 165-172.
- Argota, P.G.; Iannacone, O.J. & Fimia, D.R. 2013. Características de *Gambusia punctata* (Poeciliidae) para su selección como biomonitor en ecotoxicología acuática en Cuba. *The Biologist (Lima)*, 11: 229-236.
- Arias, A.M.; Klümper, U.; Rojas, J.K. & Grossart, H.P. 2018. Microplastic pollution increases gene exchange in aquatic ecosystems. *Environmental Pollution*, 237: 253-261.
- Brown, R.E. & Bolivar, S. 2018. The importance of behavioural bioassays in neuroscience. *Journal of Neuroscience Methods*, 300: 68-76.
- Buchs, A.; Petit, O. & Roman, P. 2020. Can social ecological economics of water reinforce the “big tent”? *Ecological Economics*, 169: 1-14.
- Byappanahalli, M.N.; Nevers, M.B.; Korajkic, A.; Staley, Z.R. & Harwood, V.J. 2012. Enterococci in the environment. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 76: 685-706.
- Caixeta, M.B.; Araújo, P.S.; Rodrigues, C.C.; Gonçalves, B.B.; Araújo, O.A.; Bevilaqua, G.B.; Malafaia, G.; Damacena, S.L. & Rocha, T.L. 2020. Risk assessment of iron oxide nanoparticles in an aquatic ecosystem: a case study on *Biomphalaria glabrata*. *Journal of Hazardous Materials*, 401: 1-42.
- Cao, Q.; Zhang, X.; Lei, D.; Guo, L.; Sun, X.; Kong, F. & Wu, J. 2019. Multi-scenario simulation of landscape ecological risk probability to facilitate different decision-making preferences. *Journal of Cleaner Production*, 227: 325-335.
- Capela, R.; Garric, J.; Castro, L.F.C. & Santos, M.M. 2019. Embryo bioassays with aquatic animals for toxicity testing and hazard assessment of emerging pollutants: A review. *Science of The Total Environment*, 705: 1-75.
- Cardoso, C.M.; Maluf, A.; Moreno, B.B.; Nobre, C.R.; Maranhão, L.A.; Handan, B.A.; Moledo de Souza, A.D.; Dias, S.P.C. & Ribeiro, D.A. 2019. Common snook juveniles, *Centropomus undecimalis*, as biomonitor organisms to evaluate cytogenotoxicity effects of surface estuarine water from Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 149: 1-7.
- Chen, F.; Li, H. & Zhang, A. 2019. Ecological risk assessment based on terrestrial ecosystem services in China. *Acta Geographica Sinica*, 74: 432-445.
- Colby, B. 2020. Acquiring environmental flows: ecological economics of policy development in western U.S. *Ecological Economics*, 173: 1-13.

- Comisión Económica para América Latina y el Caribe: CEPAL. 2015. *Guía metodológica Medición del gasto en protección ambiental del gobierno general. II. Conceptos y definiciones generales para la medición del gasto en protección ambiental*, pp. 17-18.
- Costanza, R.; de Groot, R.; Sutton, P.; van der Ploeg, S.; Anderson, S.J.; Kubiszewski, I.; Farber, S. & Turner, R.K. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26: 152-158.
- Cucchiella, F.; Gastaldi, M. & Trosini, M. 2017. Investments and cleaner energy production: A portfolio analysis in the Italian electricity market. *Journal of Cleaner Production*, 142: 121-132.
- Deacon, S.; Norman, S.; Nicolette, J.; Reub, G.; Greene, G.; Osborn, R. & Andrews, P. 2015. Integrating ecosystem services into risk management decisions: Case study with Spanish citrus and the insecticide chlorpyrifos. *Science of the Total Environment*, 505: 732-739.
- Decreto Supremo No. 004-2017-MINAM. 2017. (*Categoría 1: Población y Recreacional; Subcategoría A: aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable; A2: aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional y la categoría 4: Conservación del ambiente acuático; Subcategoría E1: lagos y lagunas*). <https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/06/DS-004-2017-MINAM.pdf>
- Estoque, R.C. & Murayama, Y. 2014. Measuring sustainability based upon various perspectives: A case study of a hill station in southeast Asia. *Ambio*, 43: 943-956.
- Franco, M.P.V. 2018. Searching for a scientific paradigm in ecological economics: The history of ecological economic thought, 1880s–1930s. *Ecological Economics*, 153: 195-203.
- Gendron, C. 2014. Beyond environmental and ecological economics: Proposal for an economic sociology of the environment. *Ecological Economics*, 105: 240-253.
- Haak, D.M.; Fath, B.D.; Forbes, V.E.; Martin, D.R. & Pope, K.L. 2017. Coupling ecological and social network models to assess “transmission” and “contagion” of an aquatic invasive species. *Journal of Environmental Management*, 190: 243-251.
- Häder, D.P.; Banaszak, A.T.; Villafañe, V.E.; Narvarte, M.A.; González, R.A. & Helbling, E.W. 2020. Anthropogenic pollution of aquatic ecosystems: Emerging problems with global implications. *Science of the Total Environment*, 713: 1-10.
- Halkos, G. & Kitsos, C. 2018. Uncertainty in environmental economics: The problem of entropy and model choice. *Economic Analysis and Policy*, 60: 127-140.
- He, W.; Kong, X.; Qin, N.; He, Q.; Liu, W.; Bai, Z.; Wang, Y. & Xu, F. 2019. Combining species sensitivity distribution (SSD) model and thermodynamic index (exergy) for system-level ecological risk assessment of contaminants in aquatic ecosystems. *Environment International*, 133: 1-16.
- Hensher, M. 2020. Incorporating environmental impacts into the economic evaluation of health care systems: Perspectives from ecological economics. *Resources, Conservation and Recycling*, 154: 1-12.
- Jin, X.; Jin, Y. & Mao, X. 2019. Ecological risk assessment of cities on the Tibetan Plateau based on land use/land cover changes-case study of Delingha City. *Ecological Indicators*, 101: 185-191.
- Kang, P.; Chen, W.; Hou, Y. & Li, Y. 2018. Linking ecosystem services and ecosystem health to ecological risk assessment: A case study of the Beijing -Tianjin -Hebei urban agglomeration. *Science of the Total Environment*, 636: 1442-1454.
- Kube, R.; Löschel, A.; Mertens, H. & Requate, T. 2018. Research trends in environmental and resource economics: Insights from four decades of JEEM. *Journal of Environmental Economics and Management*, 92: 433-464.
- Le, H.P. 2020. The energy-growth nexus revisited: the role of financial development, institutions, government expenditure and trade openness. *Heliyon*, 6: 1-11.
- Lorek, S. & Spangenberg, J.H. 2014. Sustainable consumption within a sustainable economy—beyond green growth and green economies. *Journal of Cleaner Production*, 63: 33-44.
- Luo, F.; Liu, Y.; Peng, J. & Wu, J. 2018. Assessing urban landscape ecological risk through an

- adaptive cycle framework. *Landscape and Urban Planning*, 180: 125-134.
- Melgar, M.R.E & Hall, C.A.S. 2020. Why ecological economics needs to return to its roots: The biophysical foundation of socio-economic systems. *Ecological Economics*, 169: 1-14.
- Mo, W.; Wang, Y.; Zhang, Y. & Zhuang, D. 2017. Impacts of road network expansion on landscape ecological risk in a megacity, China: A case study of Beijing. *Science of The Total Environment*, 574: 1000-1011.
- Morrissey, K. 2020. Resource and environmental economics. *International Encyclopedia of Human Geography*, 9: 376-380.
- Muradian, R. & Pascual, U. 2020. Ecological economics in the age of fear. *Ecological Economics*, 169: 1-8.
- O'Callaghan, I.; Harrison, S.; Fitzpatrick, D. & Sullivan, T. 2019. The freshwater isopod *Asellus aquaticus* as a model biomonitor of environmental pollution: A review. *Chemosphere*, 235: 498-509.
- OECD. 2019. *Test Guideline No. 203 Fish, Acute Toxicity Testing. OECD Guideline for Testing of Chemicals*. 23 p.
- ONU/CEPAL. 2018. *La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Una oportunidad para América Latina y el Caribe*. Publicación de las Naciones Unidas. LC/G.2681-P/Rev.3. https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/40155/24/S1801141_es.pdf
- Pearce, D.W. & Turner, R.K. 1990. Economics of natural resources and the environment. *American Journal of Agricultural Economics*, 73: 211-218.
- Pimentel, B.S.; Santibañez, E.S. & Barbosa, G.N. 2016. Decision-support models for sustainable mining networks: fundamentals and challenges. *Journal of Cleaner Production*, 112: 2145-2157.
- Profitiliotis, G. & Loizidou, M. 2019. Planetary protection issues of private endeavors in research, exploration, and human access to space: An environmental economics approach to backward contamination. *Space Policy*, 50: 1-8.
- Riddell, E.S.; Govender, D.; Botha, J.; Sithole, H.; Petersen, R.M. & Shikwambana, P. 2019. Pollution impacts on the aquatic ecosystems of the Kruger National Park, South Africa. *Scientific African*, 6: 1-21.
- Robertson, S. 2015. A longitudinal quantitative-qualitative systems approach to the study of transitions toward a low carbon society. *Journal of Cleaner Production*, 128: 221-233.
- Shah, D.H.; Zhou, X.; Kim, H.Y.; Call, D.R. & Guard, J. 2012. Transposon mutagenesis of *Salmonella Enteritidis* identifies genes that contribute to invasiveness in human and chicken cells and survival in egg albumen. *Infection and Immunity*, 80: 4203-4215.
- Solovjova, N.V. 2019. Ecological risk modelling in developing resources of ecosystems characterized by varying vulnerability levels. *Ecological Modelling*, 406: 60-72.
- Song, W. & Deng, X. 2017. Land-use/land-cover change and ecosystem service provision in China. *Science of the Total Environment*, 576: 705-719.
- Spash, C.L. 2017. *Social Ecological Economics*. In: Spash, C.L. (Ed.), *Routledge Handbook of Ecological Economics*. Nature and Society. Routledge, London, pp. 3-16.
- Tang, P.; Zeng, H. & Fu, S. 2019. Local government responses to catalyse sustainable development: Learning from low-carbon pilot programme in China. *Science of The Total Environment*, 689: 1054-1065.
- Vendrell, P.L.; Abril, M.; Proia, L.; Espinosa, A.C.; Ricart, M.; Oatley, R.D.L.; Williams, P.M.; Zanai, M. & Llenas, L. 2020. Assessing the effects of metal mining effluents on freshwater ecosystems using biofilm as an ecological indicator: Comparison between nanofiltration and nanofiltration with electrocoagulation treatment technologies. *Ecological Indicators*, 113: 1-8.
- Vezi, M.; Downs, C.; Wepener, V. & O'Brien, G. 2020. Application of the relative risk model for evaluation of ecological risk in selected river dominated estuaries in KwaZulu-Natal, South Africa. *Ocean y Coastal Management*, 185: 1-14.
- Weiss, M. & Cattaneo, C. 2017. Degrowth – taking stock and reviewing an emerging academic paradigm. *Ecological Economic*, 137: 220-230.
- Wiederholt, R.; Stainback, G.A.; Paudel, R.; Khare, Y.; Naja, M.; Davis, S.E. & Van Lent, T. 2020. Economic valuation of the

- ecological response to hydrologic restoration in the Greater Everglades ecosystem. *Ecological Indicators*, 117: 1-11.
- Wu, J.; Mao, R.; Li, M.; Xia, J.; Song, J.; Cheng, D. & Sun, H. 2020. Assessment of aquatic ecological health based on determination of biological community variability of fish and macroinvertebrates in the Weihe River Basin, China. *Journal of Environmental Management*, 267: 1-13.
- Wu, L.; You, W.; Ji, Z.; Xiao, S. & He, D. 2018. Ecosystem health assessment of Dongshan Island based on its ability to provide ecological services that regulate heavy rainfall. *Ecological Indicators*, 84: 393-403.
- Xie, G.; Zhang, C.; Zhen, L. & Zhang, L. 2017. Dynamic changes in the value of China's ecosystem services. *Ecosystem Services*, 26: 146-154.
- Xu, X.; Yang, G.; Tan, Y.; Zhuang, Q.; Li, H., Wan, R.; Su, W. & Zhang, J. 2016. Ecological risk assessment of ecosystem services in the Taihu Lake Basin of China from 1985 to 2020. *Science of the Total Environment*, 554-555: 7-16.
- Yi, H.; Güneralp, B.; Filippi, A.M.; Kreuter, U.P. & Güneralp, İ. 2017. Impacts of land change on ecosystem services in the San Antonio river basin, Texas, from 1984 to 2010. *Ecological Economics*, 135: 125-135.
- Yong, J.Y.; Klemeš, J.J., Varbanov, P.S. & Huisingsh, D. 2016. Cleaner energy for cleaner production: modelling, simulation, optimisation and waste management. *Journal of Cleaner Production*, 111: 1-16.
- Young, P.; Buchanan, N. & Fallowfield, H.J. 2016. Inactivation of indicator organisms in wastewater treated by a high-rate algal pond system. *Journal of Applied Microbiology*, 121, 577-586.
- Zvarivadza, T. & Nhleko, A.S. 2018. Resolving artisanal and small-scale mining challenges: Moving from conflict to cooperation for sustainability in mine planning. *Resources Policy*, 56: 78-86.

Received June 24, 2022.
Accepted September 17, 2022.