

Calidad estacionaria del agua ante el costo ambiental sostenible relativo con agregación de biomarcadores: Bahía de Puno, lago Titicaca, Perú

Stationary quality of water before the sustainable environmental cost relative to addition of biomarkers: Puno bay, Titicaca lake, Peru

George Argota Pérez ^{1,*}, Fortunato Escobar Mamani ², Edmundo G. Moreno Terrazas ³

¹ Centro de Investigaciones Avanzadas y Formación Superior en Educación, Salud y Medio Ambiente "AMTAWI". Puno, Perú.

² Vicerrectorado de Investigación de la Universidad Nacional del Altiplano (UNA). Puno, Perú.

³ Facultad de Biología de la Universidad Nacional del Altiplano (UNA). Puno, Perú.

*Autor para correspondencia: george.argota@gmail.com

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

Fortunato Escobar Mamani  <https://orcid.org/0000-0002-3922-4621>

Edmundo G. Moreno Terrazas  <https://orcid.org/0000-0001-6356-8806>

ARTÍCULO ORIGINAL

INFORMACIÓN DE ARTÍCULO

Artículo recibido: 06/11/2019
Artículo aceptado: 26/03/2020
En línea: 30/05/2020

PALABRAS CLAVE:

Bioevaluación,
calidad de agua,
parámetros físico-químicos,
predicción,
toxicidad.

ORIGINAL ARTICLE

ARTICLE INFORMATION

Article received: 06/11/2019
Article accepted: 26/03/2020
On line: 30/05/2020

KEYWORDS:

Bioevaluation,
physico-chemical parameters,
prediction,
toxicity,
water quality.

RESUMEN

La contaminación de la bahía interior del Lago Titicaca es una de las preocupaciones ambientales sobre el ecosistema donde la búsqueda de nuevas evaluaciones para la toma de decisiones resulta un desafío científico. El propósito del estudio fue evaluar la calidad estacionaria del agua según el costo ambiental sostenible relativo con agregación de biomarcadores en la bahía de Puno, Lago Titicaca, Perú. En la zona de proximidad a la descarga de efluentes por la laguna de oxidación de Espinar (15°51.073 / 69°59.729 a una profundidad de 1,8 m) se midió el oxígeno disuelto, pH, sólidos totales disueltos, conductividad eléctrica, Cu⁺, Zn⁺, Pb⁺, Fe⁺, Cd⁺, Al⁺, Cl⁻, NO₃⁻ y NO₂⁻. Asimismo, se evaluó la concentración letal media (CL₅₀) en la especie *Gambusia punctata* (Poey, 1854). Con todas las mediciones se determinó, el costo ambiental sostenible relativo con agregación de biomarcadores (COASOR_{biom}). El oxígeno disuelto y los sólidos totales disueltos fueron los parámetros físico-químicos que no cumplieron con el límite máximo permisible conjuntamente con el Cu⁺, Zn⁺, Cd⁺ y Al⁺ según el Decreto Supremo No. 004-2017-MINAM. Se observó, sensibilidad tóxica letal a bajas concentraciones y en corto periodo de tiempo (5:00 h) en la *G. punctata*. El COASOR_{biom} que se estimó fue de 0,54 significando ser clasificado en la categoría de recurso no sostenible relativo. Se concluyó que, la zona de muestreo próxima a laguna de oxidación de Espinar en la bahía de Puno, presentó contaminación de la columna de agua existiendo elevada probabilidad de efectos ambientales negativos requiriéndose, el tratamiento eficiente de los efluentes que se descargan.

ABSTRACT

Pollution of the Lake Titicaca's interior bay is one of the environmental concerns about this ecosystem where the search for new assessments for decision-making is a scientific challenge. The purpose of the study was to evaluate the stationary quality of water according to the relative sustainable environmental cost with aggregation of biomarkers: Puno Bay, Lake Titicaca, Peru. In the area of proximity to the effluents discharge by the Espinar oxidation lagoon (15°51.073 / 69°59.729 at a depth of 1.8 m) dissolved oxygen, pH, total dissolved solids, electrical conductivity, Cu⁺, Zn⁺, Pb⁺, Fe⁺, Cd⁺, Al⁺, Cl⁻, NO₃⁻ and NO₂⁻ was measured. Likewise, the mean lethal concentration (LC₅₀) in the species *Gambusia punctata* (Poey, 1854) was also evaluated. With all the measurements, the relative sustainable environmental cost with biomarker aggregation (COASOR_{biom}) was determined. Dissolved oxygen or dissolved total solids were the physical-chemical parameters that did not meet the maximum permissible limit together with Cu⁺, Zn⁺, Cd⁺ and Al⁺ according to Supreme Decree No. 004-2017-MINAM. It was observed, lethal toxic sensitivity at low concentrations and in a short period of time (5:00 h) in *G. punctata*. The COASOR_{biom} estimated was 0.54 meaning to be classified in the relative unsustainable resource category. It was concluded that the sampling area next the Espinar oxidation lagoon in the Puno Bay showed pollution of the water column, with high probability of negative environmental effects requiring, the efficient treatment of the discharged effluents.

INTRODUCCIÓN

La conservación ambiental de las áreas protegidas representa una necesidad de bienestar humano (Lachowycz & Jones, 2013, Hartig *et al.*, 2014) y para aquellos lugares que se perciben como biodiversos, generan un impacto social positivo (Fischer & Kowarick, 2018).

En el caso de los ambientes acuáticos, la perturbación hacia la seguridad del agua como recurso bio-necesario afecta su uso directo, además, de generarse en forma crítica la supervivencia animal, reproducción y la propia vida humana (He *et al.*, 2014; Briscoe, 2015; Elleuch *et al.*, 2018). Entre las razones principales de la degradación del agua está la variabilidad de los parámetros físico-químicos (Argota & Iannacone, 2014a; Wang & Zang, 2014) lo cual impondría conocer, cuál sería el costo ambiental ante el impacto que se produce (Shortle, 2013).

En el planeta, los lagos naturales son una de las reservas de agua dulce (Revenge *et al.*, 2000; Veas *et al.*, 2018) pero al mismo tiempo se establece un servicio ecosistémico que alberga los biotopos al proporcionar sinergia entre organismos y su medio (Dimitrakopoulos & Troumbis, 2019). De manera particular, el Lago Titicaca (3.810 m.s.n.m.) de aproximadamente 8,167 km² y que se ubica en el área del altiplano entre Bolivia y Perú (Hahmenberger, 2003) presenta a la bahía de Puno como una de sus divisiones (Paredes & Gonfiantini 1999) y dada la carga residual que se tributa con tratamiento deficiente, es la principal causa de contaminación afectándose incluso la biota local (Argota, 2015).

Aunque, no basta determinar las fluctuaciones físico-químicas de calidad del agua para reconocer la salud ambiental de los ecosistemas se requiere del mismo modo, el uso de indicadores biológicos que permitan el monitoreo de vigilancia (Aguirre *et al.*, 2012; Argota & Iannacone, 2017) donde, la optimización y celeridad en todo programa de monitoreo como estrategia relevante requiere, un programa de

Rev. Investig. Altoandín. 2020; Vol 22 Nro 2 146 - 154

monitoreo biológico que incorpore pruebas sencillas, dinámicas y confiables fundamentalmente en los taxones superiores como los peces y que permitan disminuir la razón numérica sobre los índices de calidad ambiental en los sistemas acuáticos (Zhang *et al.*, 2015; Mazón, 2016). De la misma manera, analizarse biomarcadores ícticos en el tiempo posibilita informaciones cuantitativas (Hamza, 2014; Çiftçi *et al.*, 2015; AbdAllah, 2017) y por ende; sobre los efectos del costo ambiental (Dixit *et al.*, 2015). La predicción temprana para evaluar la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos mediante un enfoque integral que combine expresiones económicas con datos reales en organismos biomonitores, constituye una tendencia para la prevención de daños en humanos y la sostenibilidad ecológica de los cuerpos hídricos (Argota *et al.*, 2019).

Se planteó como hipótesis lo siguiente:

- Ho: los efluentes de la laguna de oxidación de Espinar se vierten sin tratamiento ambiental.
- Hi: los efluentes de la laguna de oxidación de Espinar se vierten con tratamiento ambiental.

El propósito del estudio fue evaluar la calidad estacionaria según el costo ambiental sostenible relativo con agregación de biomarcadores en la bahía de Puno, Lago Titicaca.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la bahía interior de Puno con aproximación a la descarga de efluentes por la laguna de oxidación de Espinar (15°51.073 / 69°59.729 y profundidad de 1,8 m) donde existe un tratamiento deficiente (anexo 1).

Se analizó *in-situ* mediante el analizador multiparamétrico HI 9828 (HANNA), los parámetros físico-químicos: oxígeno disuelto (OD: mg.L⁻¹), pH, sólidos totales disueltos (STD: mg.L⁻¹) y la conductividad eléctrica (CE: μs.cm⁻¹).

Se determinó la concentración de los metales (mg.L⁻¹): Cu⁺, Zn⁺, Pb⁺, Fe⁺, Cd⁺ y Al⁺ a través, de la técnica Espectrofotometría por Absorción Atómica con Plasma Inductivamente Acoplado de Vista Axial (ICP-AES). De igual modo se analizó, las concentraciones de aniones: Cl⁻, NO₃⁻ y NO₂⁻ en condiciones de laboratorio.

Se consideró en la misma zona de muestreo, tres puntos de selección para el análisis de las muestras de agua. Los resultados de los parámetros físico-químicos, cationes y aniones 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).

Se evaluó la concentración letal media (CL₅₀) utilizándose a la especie *Gambusia punctata* (Poey, 1854) (*Cyprinodontiformes*, *Poeciliidae*) como biomonitor para ecosistemas acuáticos (Argota *et al.*, 2013).

Con los parámetros físico-químicos, las concentraciones de cationes y aniones, además, del biomarcador de efecto en la *G. punctata* se determinó, el costo ambiental sostenible relativo con agregación de biomarcadores según la expresión (Argota, *et al.*, 2019):

$$\text{Ecuación 1} \quad COASOR_{biom} = \frac{\sum_i^n COA}{\sum_i^n CONP} + \frac{\sum VCBm}{TBm}$$

- 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 (en este caso, si no se observa concentración letal media a las 96 h de exposición)
- TBm = total de biomarcadores

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

Tabla 1.
Criterio de puntuación / costo ambiental sostenible relativo (Argota *et al.*, 2016).

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.
COASOR_{biom} / intervalo.

Categoría de sostenibilidad relativa*	Intervalo
recurso sostenible relativo	2,0
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	0,0 – 0,7

* Categoría de sostenibilidad relativa (anexo 2).

Se realizó una simulación de rangos con valores óptimos dado los valores límites permisibles según la norma ambiental que se utilizó y luego, se introdujo en el programa estadístico Statgraphics Centurion 18 para realizar el análisis de hipótesis.

RESULTADOS

Según la categoría 4, más del 50% de los parámetros (OD, CE, STD, Cu, Zn, Pb, Fe, Cd, Al y Cl⁻) en la zona de muestreo próxima a la laguna de oxidación de Espinar, no cumplieron con el valor permisible por la norma ambiental que se utilizó (tabla 3).

Tabla 3.

Concentración de parámetros físico-químicos, cationes y aniones / zona de muestreo.

Elementos	Zona de muestreo	Categoría 1	Categoría 4
OD	3,7±0,12	-	≥ 5,0
pH	6,2±0,09	-	6,5 – 9,0
CE	1,246±0,78	-	1000,0
STD	2,967±16,29	-	≤25,0
Cu	3,88±1,07	-	0,1
Zn	7,32±2,26	-	5,0
Pb	0,012±0,02	-	0,0025
Fe	0,072±0,84	-	1,0
Cd	0,031±0,13	-	0,00025
Al	79,46±3,22	5,0	-
Cl ⁻	6,79±2,29	250,0	-
NO ₃ ⁻	0,076±0,7	-	13,0
NO ₂ ⁻	0,056±0,06	3,0	-

Se observó, CL₅₀ (0,8 mg.L⁻¹) en la *G. punctata* a las 5:00 h (línea con etiqueta numérica) durante

$$\text{Ecuación 1} \quad COASOR_{biom} = \frac{\sum_i^n COA}{\sum_i^n CONP} + \frac{\sum VCBm}{TBM}$$

$$\text{Ecuación 2} \quad COASOR_{biom} = (OD) + (pH) + (CE) + (STD) + (Cu+) + (Zn+) + (Pb+) + (Fe+) + (Cd+) + (Al+) + (Cl-) + NO_3- + (NO_2-) / 13 + (0 / 1)$$

$$\text{Ecuación 3} \quad COASOR_{biom} = (0) + (0) + (1) + (0) + (0) + (0) + (1) + (1) + (0) + (0) + (1) + (1) + (1) / 13 + (0)$$

$$\text{Ecuación 4} \quad COASOR_{biom} = 0,46$$

Tabla 4.

Concentración de parámetros físico-químicos, cationes y aniones / zona de muestreo.

Categoría de sostenibilidad	Intervalo	Valor relativa
recurso no sostenible relativo	0,0 – 0,7	0,46

Se observó que, el valor de t calculado en la prueba de hipótesis fue mayor al nivel de significación (tabla 5).

Tabla 5.

Prueba de hipótesis / valor de t.

Hipótesis nula (H ₀): μ = 225	Valor T
Hipótesis alterna (H ₁): μ < 225	0,45

Dado el valor de t calculado en la zona de aceptación de la campana de Gauss, entonces se acepta la H₀ significando que, los efluentes de la laguna de oxidación de Espinar se vierten sin tratamiento ambiental (Figura 2).

la exposición a la mezcla del agua de la zona de muestreo (figura 1).

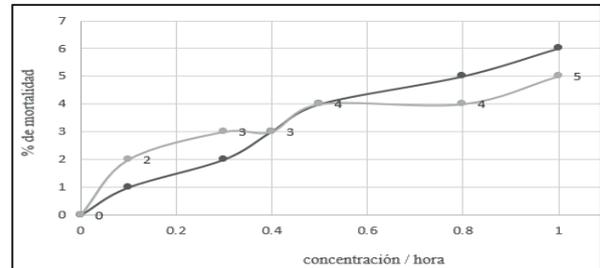


Figura 1. Concentración letal media en la *G. punctata*.

La evaluación del costo ambiental sostenible relativo con agregación de biomarcadores indicó una categoría de recurso no sostenible relativo (tabla 4):

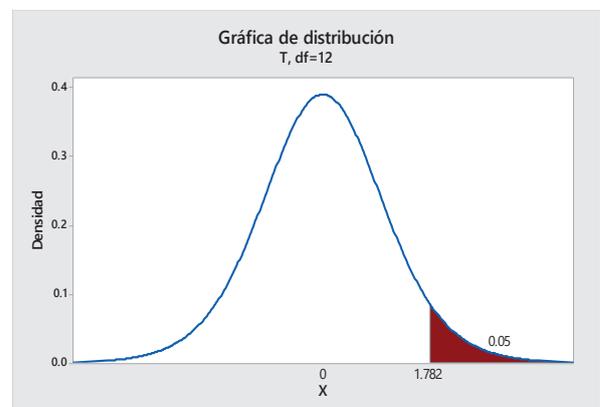


Figura 2. Distribución t con 12 grados de libertad / Ho aceptada.

DISCUSIÓN

El oxígeno disuelto y los sólidos totales fueron los parámetros físico-químicos que no cumplieron con el límite máximo permisible conjuntamente con los metales: Cu, Zn, Cd y Al. En el caso de los aniones, sus concentraciones se encontraron muy por debajo del valor recomendado. Dakoli (2007) señala que, a baja profundidad de la columna de agua (zona de

muestreo = 1,8 m) y en presencia de contaminación resulta característico la disminución del oxígeno disuelto. En este estudio, la zona de muestreo probablemente sea la más contaminada debido a la proximidad de los efluentes que son descargados desde la laguna de oxidación de Espinar. Por su parte, Cui *et al.*, (2016) mencionan que, la baja concentración del OD puede ser, por la presencia de sólidos en suspensión quien genera su vez, turbidez (Quinteiro, 2015).

Se encontró que, los sólidos totales disueltos como una medida relacionada con la turbidez, duplicó el valor normativo sugerido y al considerarse para su análisis a los sólidos en suspensión puede producirse descomposición orgánica (de nutrientes) *in-situ* lo cual, justificaría igualmente la reducción de niveles de oxígeno disuelto en el agua.

Por su parte, Zuzuki *et al.*, (2018) mencionó que, la turbidez antropogénica derivada de los sólidos en suspensión, es consecuencia sobre deficientes prácticas de manejo de las descargas resultando similar a lo que se observa con la laguna de oxidación de Espinar. En ocasiones las malas prácticas de descarga sin tratamiento alguno, propicia que la concentración de metales se presenten (Martín *et al.*, 2015; Ali *et al.*, 2016, Capangpangan *et al.*, 2016).

Los metales constituyen un serio problema ambiental por su baja biodegradabilidad (Qadir & Malik; Ferrante *et al.*, 2017), rápida bioacumulación y su biomagnificación en la red trófica (Poste *et al.*, 2015; Fox *et al.*, 2017).

Alizadeh *et al.*, (2018) y Chen & Chau (2019) señalan que la contaminación del agua sigue siendo un tema crítico que debe examinarse para la reducción de sus efectos en la biodiversidad por cuanto, la búsqueda de herramientas biológicas de evaluación resulta necesaria. La bio-evaluación constituye el método más amplio y aceptado para caracterizar en el tiempo los cuerpos de agua en cualquier ecosistema (Siddig *et al.*, 2016; Romero *et al.*, 2017; Gomes *et al.*, 2018)

y en tal sentido, se utilizó para el bioensayo a la *G. punctata* por ser tolerante a la contaminación (Argota, Iannacone & Fimia, 2013) expresándose en la especie, sensibilidad tóxica letal a bajas concentraciones y en periodo corto de tiempo (5:00 h) lo cual indicó, calidad deficiente del agua y la peligrosidad en esta zona de la bahía interior de Puno.

Cualquier cambio en el medio provoca alteraciones en la estructura y la diversidad biológica (Bilotta & Brazier, 2008; Collins *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2016) donde se recomienda de manera puntual, realizarse evaluaciones con determinados índices de calidad del agua (Stefanidis *et al.*, 2016; Luo *et al.*, 2018) o aplicarse algún programa del agua para el control de la contaminación.

Kumari & Maiti (2019) indican que, solo las evaluaciones de índices calidad del agua imposibilitan reconocer, la implicación que ocurre en el medio y al mismo tiempo, su contribución a la mejora de la biota por cuanto se consideró, el análisis de los parámetros y la respuesta del biomarcador en la *G. punctata* mediante su agrupación como expresión numérica del COASOR_{biom} mostrándose, mayor valoración sobre la calidad del recurso agua, pues Argota *et al.*, (2019) sugieren que, la búsqueda de índices sostenibles que manifiesten mediciones económicas bajo un enfoque integral de evaluación sobre la cualidad ambiental de los ecosistemas dulceacuáticos, es de necesidad para predecir de manera temprana el estado de conservación de los recursos, además, de evitar consecuencias negativas sobre la salud humana.

En este contexto, comprender la dinámica del tratamiento (Correa *et al.*, 2012); y por ende, la reutilización de las aguas (Veliz *et al.*, 2007) continua significando la mayor responsabilidad social.

Pearce & Turner (1990), indicaron para valorar el costo ambiental con relación al uso y disponibilidad futura del recurso (estimándose igualmente para las aguas) la siguiente ecuación:

Ecuación 5 $PO = ECE + VO$

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

Otro estudio, interpreta la posible sostenibilidad ambiental mediante el gasto de protección ambiental el cual, relacionó el gasto de protección público sumado al gasto de protección privado (CEPAL, 2015):

Ecuación 6 $GPA = GPA \text{ público} + GPA \text{ privado}$

Sin embargo, las expresiones anteriores no consideran la calidad físico-química de los efluentes donde, Byappanahalli *et al.*, (2012) y Young *et al.*, (2016) sugieren cómo necesidad, mostrarse datos que refieran las condiciones de tratamientos, además, de posibles controles para los agentes microbiológicos patógenos (Sah *et al.*, 2012).

De igual modo, cualquier predicción de riesgo ambiental debiera considerar, el uso de datos reales y no simulados donde la interacción multivariada de los parámetros físico-químicos indique, una aproximación al verdadero valor del recurso. El costo ambiental fue referido al valor del recurso con base al estado de uso, según la calidad de cualquier medición (parámetros físico-químicos y biomarcador) y no, en términos monetarios (ecuación 5 y ecuación 6) como las expresiones de opción a pagar (OP) y el gasto de protección ambiental (GPA).

Asimismo, el término relativo obedece a la disponibilidad y bondad de parámetros ante determinada tecnología que se utilice con relación a la caracterización de la fuente contaminante lo cual no significa, considerar otros parámetros, pero siempre, cualquier cociente concernirá con una de las categorías de sostenibilidad del recurso. Se observó que, la calidad del agua en la zona de muestreo, no fue adecuada donde el valor del recurso se consideró totalmente limitado corroborándose mediante la

Rev. Investig. Altoandín. 2020; Vol 22 Nro 2 146 - 154

valoración conjunta de los parámetros en el contraste de hipótesis.

CONCLUSIONES

La estimación del costo ambiental sostenible relativo con agregación de biomarcadores indicó que, la zona de muestreo próxima a laguna de oxidación de Espinar en la bahía de Puno, presentó contaminación dada la fluctuación no permisible de los parámetros físico-químicos de calidad del agua, además, de condiciones adversas para la supervivencia de la biota local, pues la prueba de toxicidad que se ensayó, arrojó mortalidad inmediata en el biomonitor *G. punctata* por lo cual, este efecto es muy probable que se debió, al tratamiento eficiente de los efluentes que se descargan de forma directa a la bahía de Puno.

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. Doi: <https://doi.org/10.4066/2529-8046.10003>
- 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.
- Argota, P.G. & Iannacone, O.J. (2014a). Problemas sociales de la ciencia con los biomonitores en ecotoxicología ambiental acuática. *The Biologist* (Lima); 12, 335–347. Doi: <https://doi.org/10.24039/rtb2014122379>
- 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. Doi: <https://doi.org/10.24039/rtb2017151150>
- Argota, P.G. (2015). Aplicación Gecotoxic para predicción de riesgo ambiental: caso estudio

- sobre mortandad de peces en la bahía interior del Lago Titicaca, Puno-Perú. *Campus*; 20(20); 11–19.
- 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(2), 229–236.
- Argota, P.G., Moreno, T.E.G. & Iannacone, O. (2019). Costo ambiental sostenible relativo con agregación de biomarcadores para la estimación de la calidad ambiental en ecosistemas acuáticos. *The Biologist* (Lima); 17(2), 295–305. Doi: <https://doi.org/10.24039/rtb2019172365>
- 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. Doi: <https://doi.org/10.24039/rtb2019172365>
- Bilotta, G.S. & Brazier, R.E. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Res*; 42, 2849–2861. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.03.018>
- Briscoe, J. (2015). Water security in a changing world. *Daedalus*; 144, 27–34. Doi: https://doi.org/10.1162/DAED_a_00339
- Byappanahalli, M.N., Nevers, M.B., Korajkic, A., Staley, Z.R. & Harwood, V.J. (2012). *Enterococci* in the environment. *Microbiol. Mol. Biol. Rev*; 76, 685–706. Doi: <https://doi.org/10.1128/MMBR.00023-12>
- Çiftçi, N.; Ay, Ö.; Karayakar, F.; Cıkcık, 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.
- Collins, A.L., Naden, P.S., Sear, D.A., Jones, J.I., Foster, I.D.L. & Morrow, K. (2011). Sediment targets for informing river catchment management: international experience and prospects. *Hydrological Processes*; 25, 2112–2129. Doi: <https://doi.org/10.1002/hyp.7965>
- 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.
- Correa, R.G., Cuervo, F.H., Mejía, R.R. & Aguirre, N. (2012). Monitoreo del sistema de lagunas de estabilización del municipio de Santa Fé de Antioquia, Colombia. *Producción + Limpia*; 7(2), 36–51.
- Cui, B., He, Q., Gu, B., Bai, J. & Liu, X. (2016). China's coastal wetlands: understanding environmental changes and human impacts for management and conservation. *Wetlands*; 36, 1–9. Doi: <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0737-8>
- Dakoli, H. (2007). Hidrogeologjia (pjesa I), UP-FGJM. *Tiranë*; 111–174.
- Dimitrakopoulos, P.G. & Troumbis, A.Y. (2019). Biotopos. *Enciclopedia de la ecología*; 359–365. Doi: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-409548-9.10923-6>
- 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. Doi: <https://doi.org/10.3390/su7022189>
- Elleuch, B., Bouhamed, F., Eloussaief, M., Jaghbir, M. (2018). Environmental sustainability and pollution prevention. *Environ. Sci. Pollut. Res*; 25, 18223–18225. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0619-5>
- Fischer, K.I. (2018). How people value biodiversity in urban landscapes: assessing the people-nature interaction in cities.
- Hahnenberger, M. (2003). Summertime precipitation variability and atmospheric circulation over *Rev. Investig. Altoandina*. 2020; Vol 22 Nro 2 146 - 154

- the south American Altiplano: Effects of lake Titicaca and salar de Uyuni. Oklahoma Weather Center Research Experiences for Undergraduates Program, Summer. Pp. 10
- Hamza, C.A. (2014). Usefulness of bioindicators and biomarkers in pollution biomonitoring. *International Journal of Biotechnology for Wellness Industries*; 3: 19–26.
- Hartig, T., Mitchell, R., de Vries, S. & Frumkin, H. (2014). Nature and Health. *Annual Review of Public Health*; 35(1), 207–228. Doi: <https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-032013-182443>
- He, J., Zhang, H., Zhang, H., Guo, X., Song, M., Zhang, J. & Li, X. (2014). Ecological risk and economic loss estimation of heavy metals pollution in the Beijiang River. *Ecological Chemistry and Engineering*; 21, 189–199. Doi: <https://doi.org/10.2478/eces-2014-0015>
- Kumari, P. & Maiti, S.K. (2019). Health risk assessment of lead, mercury, and other metal (loid) s: A potential threat to the population consuming fish inhabiting, a lentic ecosystem in Steel City (Jamshedpur), India. *Human and Ecological Risk Assessment*; 25(8), 2174–2192. Doi: <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1495055>
- Lachowycz, K. & Jones, A.P. (2013). Towards a better understanding of the relationship between greenspace and health: development of a theoretical framework. *Landscape Urban Plann*; 118, 62–69. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.012>
- Li, D., Erickson, R.A., Tang, S., Zhang, Y., Niu, Z., Liu, H. & Yu, H. (2016). Structure and spatial patterns of macrobenthic community in Tai Lake, a large shallow lake, China. *Indicadores Ecológicos*; 61, 179–187. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.040>
- Luo, K., Hu, X., He, Q., Wu, Z., Cheng, H., Hu, Z. & Mazumder, A. (2018). Impacts of rapid urbanization on the water quality and macroinvertebrate communities of streams: a case study in Liangjiang New Area. China. *Science of the Total Environment*; 621, 1601–1614. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.068>
- Mazón, M. (2016). Taking shortcuts to measure species diversity: parasitoid Hymenoptera subfamilies as surrogates of species richness. *Biodiversity Conservation*; 25, 67–76.
- Paredes, M. & Goniantini, G. (1999). Lake Titicaca: historian and current studies. Water and Environment News. International Atomic Energy Agency. *Quarterly* (8/9), 6–8.
- Pearce, D.W. & Turner, R.K. (1990). Economics of natural resources and the environment. *American Journal of Agricultural Economics*; 73(1), 211–218. Doi: <https://doi.org/10.2307/1242904>
- Quinteiro, P.S.G.N. (2015). Environmental impacts of freshwater use and suspended solids in life cycle assessment (Ph.D. thesis). Universidade de Aveiro, Portugal. Disponible en: <https://core.ac.uk/download/pdf/43419436.pdf>
- Revenga, C., Brunner, J., Henninger, N., Kassem, K. & Payne, R. (2000). Pilot analysis of global ecosystems: Freshwater systems. World Resources Institute, Washington, DC
- Shah, DH, Zhou, X., Kim, H.-Y., Call, DR y 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(12), 4203–4215. Doi: <https://doi.org/10.1128/iai.00790-12>
- Shortle, J. (2013). Economic and Environmental markets: Lessons from Water-quality trading. *Agricultural and Resource Economics Review*; 42, 57–74. Doi: <https://doi.org/10.1017/S1068280500007619>
- Stefanidis, K., Panagopoulos, Y. & Mimikou, M. (2016). Impact assessment of agricultural driven stressors on benthic macroinvertebrates using simulated data. *Science of the Total Environment*; 540, 32–42. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.015>
- Suzuki, J., Imamura, M., Nakano, D., Yamamoto, R. & Fujita, M. (2018). Effects of water turbidity

- and different temperatures on oxidative stress in caddisfly (*Stenopsyche marmorata*) larvae. *Science of the Total Environment*; 630, 1078–1085. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.286>
- Veas, A.N., Hidalgo, H., Quesada, R.A. & Alfaro, E. (2018). Humedales del Parque Nacional Chirripó, Costa Rica: características, relaciones geomorfológicas y escenarios de cambio climático. *Revista de Biología Tropical*; 64(4), 1436–1448. Doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i4.31477>
- Veliz, E., Llanes, J., Asela, L. & Batallar, M. (2007). Reúso de las aguas domésticas para riego agrícola. Valoración crítica. *Revista CENIC Ciencias Biológicas*; 40(1), 35–44.
- 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. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1177-y>
- 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. Doi: <https://doi.org/10.1111/jam.13180>
- 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 Pollution Research*; 22: 1389–1398. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3436-0>

ANEXO 1. Tratamiento deficiente en la laguna de oxidación de Espinar / bahía de Puno.



ANEXO 2. Categorías de sostenibilidad relativa.

1. **Recurso sostenible relativo:** uso del recurso con muy baja probabilidad de daños ambientales y para la salud pública por transferencia.
2. **Recurso moderadamente sostenible relativo:** uso del recurso con baja probabilidad de daños ambientales y para la salud pública por transferencia donde se genera cambios muy puntuales.
3. **Recurso ligeramente sostenible relativo:** uso del recurso con probabilidad de daños ambientales y para la salud pública por transferencia donde se genera cambios no puntuales.
4. **Recurso poco sostenible relativo:** uso del recurso con elevada probabilidad de daños ambientales y para la salud pública por transferencia que generan determinadas pérdidas.
5. **Recurso no sostenible relativo:** uso del recurso con muy elevada probabilidad de daños ambientales y para la salud pública por transferencia que resultan invalidantes.